

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí

Studijní program: **Ekologie a ochrana prostředí**

Studijní obor: **Ochrana životního prostředí**



Bc. Michal Kešner, MSc.

**Vliv podzemní drenáže a následné revitalizace na zásobu uhlíku
a zadržování vody v povodí**

The effect of artificial drainage and subsequent restoration on carbon
stock and water retention in a watershed

Diplomová práce

Vedoucí závěrečné práce: **prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.**

Praha, 2017

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně, a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 17. 8. 2017

Michal Kešner

Poděkování

Rád bych poděkoval mojí rodině za podporu v době studia, prof. Mgr. Ing. Janu Frouzovi, CSc. za věcné připomínky, vstřícnost při konzultacích a cenné rady během vypracování této práce, doc. Ing. Michalu Kurážovi PhD. za pomoc při analýze hydrologických dat, Ing. Haně Šimáčkové za asistenci při přípravě a analýze vzorků půdy a týmu z Katedry hydromeliorací a krajinného inženýrství ČVUT za změření vodního půdního potenciálu ve vzorcích půdy.

Abstrakt

V 80. letech 20. století byly louky v okolí obce Senotín v jižních Čechách odvodněny podzemní trubkovou drenáží. Po výrazném suchu v roce 1992 byla tato oblast podrobena rozsáhlému výzkumu. V roce 1995 proběhla revitalizace části odvodněné plochy. Drenážní potrubí bylo přerušeno sedmi jílovými clonami, nad čtyřmi z nich byly vybudovány meze a mělké zasakovací deprese. Výzkum této lokality probíhal i po revitalizaci a zaměřil se na vodní režim půdy a na fyzikální, chemické i biologické vlastnosti půdy.

Tato práce popisuje stav vodního režimu, fyzikálních a chemických parametrů půdy na neodvodněných, odvodněných a revitalizovaných plochách 20 let po provedené revitalizaci a porovnává je s daty z výzkumů minulých. V povodí bylo obnoveno měření srážek a odtoku a dále odebrány vzorky půdy v pravidelné síti. Výzkum ukázal, že mezi roky 1998 a 2014 došlo ke snížení odtoku z povodí. Podrobnější analýza dat však určila jako hlavního činitele transpiraci vegetace. Ke zvýšení vodní retence půdy ani vlhkosti půdy nedošlo. Žádný ze zkoumaných parametrů půdy na revitalizované ploše (objemová hmotnost, obsah uhlíku, dusíku, C:N poměr, pH a vodivost vodného výluhu) není statisticky odlišný od hodnot z odvodněné plochy a nepřibližuje se hodnotám plochy neodvodněné.

Tento výzkum ukazuje malou účinnost revitalizačních opatření v porovnání s plochou bez revitalizace. Je možné, že malý rozdíl je způsoben postupným stárnutím a ztrátou funkčnosti drenážního potrubí. Do budoucna by bylo vhodné zaměřit výzkum na lokalitě na jednotlivá mikrostaniště, která se díky revitalizaci vytvořila.

Abstract

In the 1980s, the meadows around Senotín in southern Bohemia were drained by subsurface pipe drainage. After considerable drought in 1992, this area was subjected to extensive research. In 1995, a part of the drained area was revitalized. The drainage pipeline was interrupted by seven clay screens, over four of them country lanes and shallow depressions were built. The research of this site was realized after revitalization and focused on the water regime of the soil and on the physical, chemical and biological properties of the soil.

This thesis describes the state of water regime, physical and chemical parameters of soil in undrained, drained and revitalized areas 20 years after revitalization and compares them with data from research performed in the past. The rainfall and runoff data was measured in the catchment area, and soil samples were collected in the regular network. Research has shown that between 1998 and 2014 there has been a reduction in river runoff. However, a more detailed data analysis has identified the vegetation transpiration as the main factor. There has been no increase in soil retention or soil moisture. None of the investigated soil parameters on the revitalized area (bulk density, carbon and nitrogen content, C:N ratio, pH, and conductivity of the aqueous extract) is statistically different from the drained area and does not approximate to undrained area values.

This research shows little effectiveness of the revitalization measures compared to the area without revitalization. It is possible that this small difference is due to gradual aging and loss of drainage piping functionality. In the future, it would be advisable to focus the research on the individual microhabitats, created by the revitalization.

Obsah

1. Úvod	7
2. Literární přehled	9
2.1 Vliv drenáže na tok vody a hladinu podzemní vody	9
2.2 Vliv na fyzikální vlastnosti půdy	11
2.3 Vliv na chemické vlastnosti půdy	12
2.4 Vliv na organismy a jejich diverzitu	14
2.5 Vliv na klima	15
2.6 Možnosti revitalizace odvodnění	16
3. Metodika	17
3.1 Lokalita	17
3.2 Historie úprav a výzkumu na lokalitě	17
3.3 Nový hydrologický výzkum	19
3.4 Nový pedologický výzkum	20
3.6 Analýza a statistické zpracování dat	22
4. Výsledky	24
4.1 Hydrologický výzkum	24
4.2 Pedologický výzkum	26
5. Diskuze	31
6. Závěr	34
7. Seznam použité literatury	35
8. Příloha 1	i

1. Úvod

Meliorace neboli technické opatření pro zlepšení funkcí zemědělské půdy a lesa zahrnuje řadu zúrodnovacích a vodohospodářských úprav. Patří mezi ně protierozní opatření ve formě terasovitých polí, stabilizace strží nebo účelové výsadby dřevin. Vodohospodářská opatření zahrnují povrchové i podpovrchové odvodnění, zavlažování, hrazení bystřin a budování rybníků. Mezi další úpravy krajiny patří budování polních a lesních cest nebo rekultivace těžebních prostor (Vašků, 2011). Ve druhé polovině 20. století byl tento bohatý výčet možností zúžen na několik hydromelioračních technik, které byly hojně využívány k intenzifikaci zemědělství (Vašků, 2011). Jednalo se zpravidla o vodohospodářské opatření plošných odvodňovacích drenáží a úpravu menších vodních toků (Fídlér a Křovák, 1981). Přes jeden milion hektarů zemědělských ploch bylo odvodněno plošnou nebo bodovou drenáží a dalších až 450 tis. hektarů bylo odvodněno mimo evidenci. V porovnání s celkovou plochou zemědělské půdy k 1. 1. 1991 se jedná o téměř 34 % zemědělské půdy a o 18 % z celkové rozlohy ČR (*Souhrnné přehledy o půdním fondu z údajů katastru nemovitostí České republiky*, 2015). Rozoráno bylo 270 tis. ha luk a pastvin, 145 tis. ha mezí a 35 tis. ha remízů. Upraveno bylo 14,1 mil. km malých vodních toků a zbudováno 11,7 mil. km odvodňovacích kanálů (Vašků, 2011).

Základním prvkem odvodňovacího drenážního systému je tzv. podrobné odvodňovací zařízení, které tvoří stromovitou strukturu z trubek z pálené hlíny, dnes perforovaného plastu. Do málo propustných půd se někdy aplikovala i dvouetážová drenáž. Tzv. hlavní odvodňovací zařízení je pak realizováno úpravou malých vodních toků a stavbou retenčních nádrží. Malé vodní toky byly zpravidla napřímeny, dna i břehy byly zpevněny proti erozi (Fídlér a Křovák, 1981).

Největším problémem bylo masivní využití této technologie, které často nebralo v potaz typ půdy, její vodní režim a konečně ani variabilitu vlastností půdy v rámci jednoho půdního bloku (Kuráž a Soukup, 2004). A dále i projekce odvodnění na míru dané zemědělské kultuře či přímo plodině je do dnešních podmínek nepřenositelná (Fídlér a Křovák, 1981). V neposlední řadě dlouhodobé zanedbávání údržby všech částí odvodnění a postupná degradace materiálů vede k nefunkčnosti systému a konečně k vývěrům drenážních vod, způsobujícím erozi půdy (Kulhavý *et al.*, 2011).

Odvodnění podzemní drenáží urychluje odtok vody z povodí a snižuje hladinu podzemní vody (Kliment a Matoušková, 2009; Schilling *et al.*, 2012). Dochází k vyplavování živin z půdního profilu do drenážních vod, a tak i snížení kvality povrchových vod (Montagne *et al.*, 2009; Neumann *et al.*, 2012; Guo *et al.*, 2013). Mění se struktura půdy, převážně redukční a anaerobní procesy jsou nahrazeny oxidačními a aerobními, díky čemuž se snižuje množství organické hmoty v půdě (Clarkson *et al.*, 2013; Guo *et al.*, 2013). Mění se i složení organismů v ekosystému. V širším kontextu se snižuje hodnota beta diverzity, společenstvo původního mokřadu se přibližuje okolním ekosystémům (Boháč *et al.*, 2005; Fennessy a Craft, 2011). Díky úzkému propojení všech složek systému dochází i k ovlivnění klimatu (Eliáš *et al.*, 2002).

Rašelinné louky v okolí obce Senotín v jižních Čechách byly odvodněny podzemní trubkovou drenáží v 80. letech. V 90. letech byla tato oblast podrobena rozsáhlému výzkumu, který sledoval změny ve vodním režimu půdy, fyzikálních a chemických parametrech půdy i změny ve složení a abundanci edafonu (Frouz *et al.*, 2012a; Frouz *et al.*, 2012b) to vše v porovnání s poměrně zachovalými fragmenty rašelinišť, které se v okolí zachovaly. Na základě tohoto výzkumu bylo provedeno přerušení drenážního potrubí jílovými clonami s cílem přerušit drenážní odtok z lokality a obnovit podmínky blízké rašelinným lukám.

Cílem této práce je ověřit účinnost provedených revitalizačních opatření. Za tímto účelem byla v rámci této diplomové práce data nasbíraná v minulosti porovnána s daty získanými během obnoveného hydrologického a pedologického výzkumu na dané lokalitě. Hydrologický výzkum je založen na hypotéze, že revitalizace měla kladný vliv na srážko-odtokové poměry výzkumného povodí.

- Hypotéza č. 1: Oproti zkoumanému roku 1998 dojde vlivem revitalizace ke zvýšení retence povodí, bude snížen odtok vody z povodí, tedy dojde ke snížení odtokových koeficientů.

Dále se v rámci pedologického výzkumu předpokládá, že revitalizace plochy měla kladný vliv na fyzikální a chemické vlastnosti půdy, které se projeví ve větší schopnosti půdy zadržovat vodu a uhlík.

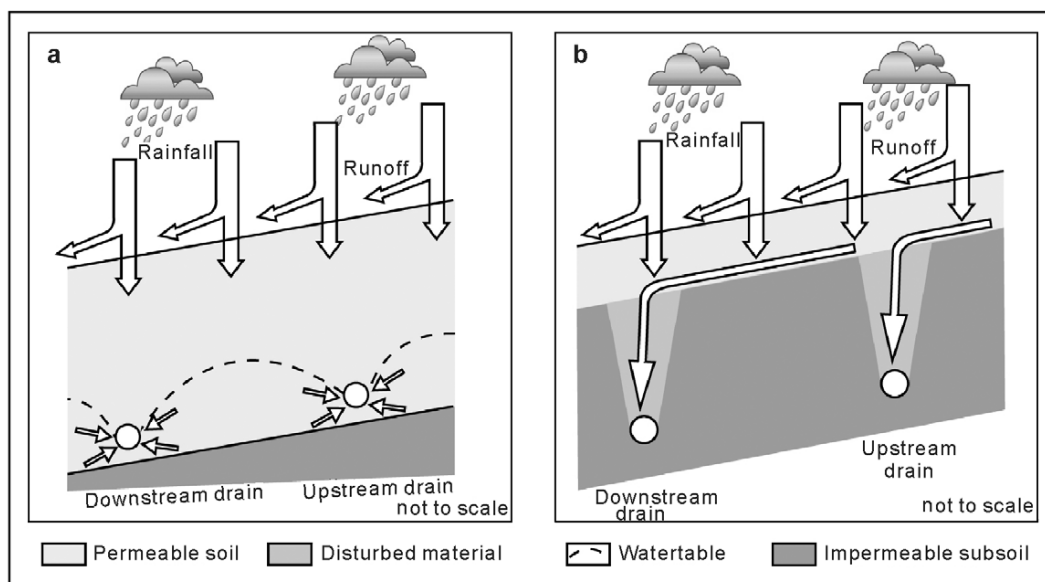
- Hypotéza č. 2: V porovnání s odvodněnou referenční plochou bude mít plocha revitalizovaná nižší hodnoty objemové hmotnosti, vyšší

hodnoty obsahu uhlíku a dusíku, vyšší zásoby uhlíku a dusíku, nižší pH a vyšší vodivost půdního výluhu. Očekává se, že všechny zmíněné hodnoty budou díky revitalizaci blíže hodnotám z referenční neodvodněné plochy.

2. Literární přehled

2.1 Vliv drenáže na tok vody a hladinu podzemní vody

Odvodnění podzemní drenáží mění vodní režim plochy, snižuje hladinu podzemní vody a mění směr proudění vody půdou. Voda se v neporušené půdě pohybuje vlivem gravitace, a tok tak ovlivňují především preferenční cesty v půdě a nepropustné podloží. Drenáž, která je instalována nad nepropustnou vrstvou půdy či podloží, deformuje hladinu podzemní vody, viz Obrázek 1. Aplikace drenáže přímo do nepropustné vrstvy svádí vodu po nepropustné vrstvě k nejbližšímu drénu po svahu (Montagne *et al.*, 2009). Poloha drenážního systému vůči hladině podzemní vody je dalším faktorem, který ovlivňuje tok vody půdou. Během delšího sucha může dojít k poklesu hladiny podzemní vody pod úroveň drénů, což vylučuje drenážní odtok (Jacobsen a Kjaer, 2007).



Obrázek 1 Změna podpovrchového odtoku vlivem drenáže nad nepropustnou vrstvou (vlevo) a pod hranicí nepropustné vrstvy (vpravo) (Montagne *et al.* 2009)

Instalace drenáže výkopovou technologií dává vzniknout tzv. drenážní rýze, tedy plochám přímo nad drenážním potrubím, kde byla půda v celém profilu nad

drénem promíchána. Tyto plochy vykazují nižší objemovou hmotnost, lepší půdní strukturu a vyšší stupeň infiltrace vody než zbytek odvodněné plochy (Kuráž a Soukup, 2004; Tlapáková *et al.*, 2004; Jacobsen a Kjaer, 2007).

Podzemní drenáž obecně zvyšuje hydraulickou vodivost (Kuráž a Soukup, 2004), snižuje dobu zdržení vody v půdě až o polovinu (Schilling *et al.*, 2012), tím také zvyšuje aeraci půdy, omezuje povrchový odtok až o 55 % a zvyšuje infiltraci a množství vody odváděné z půdy do vodních toků (Montagne *et al.*, 2009).

Instalace podzemní drenáže celoročně zvyšuje základní odtok z podzemní vody do povrchových toků (Montagne *et al.*, 2009). V rámci roku je odtok zvýšen ve srážkově bohatších obdobích a při tání sněhu, jedná se především o jaro a začátek léta (Schilling a Helmers, 2008). V případě přívalových dešťů je základní odtok z podzemních vod vytlačen na povrch a tvoří tak povrchový odtok. Rozpustné látky, ale i jílové částice jsou odnášeny spolu s vodou do povrchových toků (Vidon a Cuadra, 2010).

V době největšího rozmachu odvodňovacích systémů (70. a 80. léta) byl zaznamenán zvýšený odtok z horních toků na Šumavě (Kliment a Matoušková, 2009). Podzemní drenáže tedy mohou mít vliv na odtok vody z krajiny. Vliv na povodňové události se ale potvrdil jen v případě povodní s kratší dobou opakování. Povodně s delší dobou opakování nejsou zásadně umocněny přítomností odvodňovací technologie (Langhammer, 2012). Co se týče opačného extrému tedy sucha, drenáž deformuje a často i snižuje hladinu podzemní vody a značnou měrou omezuje doplňování zásob podzemní vody (Kuráž a Soukup, 2004).

Při správném postupu v předběžném průzkumu lokality a instalaci má drenážní systém pozitivní vliv na vodní režim půdy. Odvodňování glejových půd, tedy půd ovlivněných hydromorfními půdotvornými procesy, které se mimo jiné vyznačují zrašeliněným horizontem s vysokým množstvím organické hmoty a výrazným reduktomorfním glejovým horizontem, umožňovalo střídavé vysychání a zvlhčování půdy (Kuráž a Soukup, 2004). Tento jev umožňuje rozpad blokové struktury glejových půd a tím i větší pórovitost půdy, zrychlení infiltrace a tedy i retence vody v půdě (Montagne *et al.*, 2009). Díky odvodnění se však snižuje obsah organické hmoty, která je nepostradatelná pro tvorbu půdních

agregátů. Anoxické prostředí zamokřené půdy je vystřídáno přístupem vzduchu do pórů a dochází tak ke snazší oxidaci organické hmoty (Furukawa *et al.*, 2008; Fennessy a Craft, 2011; Clarkson *et al.*, 2013; Guo *et al.*, 2013). Z těchto důvodů je odvodňovací drenáží přisuzován negativní efekt na vodní režim a zadržování vody v půdě (David *et al.*, 2000; Abid a Lal, 2009; Frouz *et al.*, 2012b).

V případě těžkých semihydromorfních půd je situace přehlednější. Jedná se o půdy s mramorovaným redoximorfním horizontem, který vzniká střídáním reduktivních a oxidativních stavů v půdě. Tyto půdy se tak vyznačují nízkou hydraulickou vodivostí a periodickým zamokřením obzvláště v jarních měsících. Systematická drenáž těchto půd sice může snížit hladinu podzemní vody, ale kapilární vztlínání vody půdou zachovává i po odvodnění půdu zamokřenou (Kuráž a Soukup, 2004).

Díky efektu drenážní rýhy mohlo mít odvodnění těžkých půd dočasný pozitivní vliv na vodní režim půdy. Zvýšení hydraulické vodivosti v místě výkopu umožnilo zvýšení infiltrace a přerušilo kapilární vztlínání. Následné intenzivní obdělávání zemědělskou technikou však vedlo ke zhutnění půdy a zhoršení vlhkostních podmínek (Kuráž a Soukup, 2004).

2.2 Vliv na fyzikální vlastnosti půdy

Kvalitně provedená drenáž hydromorfních půd přináší formování půdních agregátů a tak i zlepšení půdní struktury (Kuráž a Soukup, 2004), snížení objemové hmotnosti půdy (Bucur a Moca, 2012), zvýšení pórovitosti a zlepšení retence vody (Montagne *et al.*, 2009). K tvorbě půdních agregátů přispívají především oxidativní procesy v půdě, mezi které patří srážení rozpuštěného železa a manganu a přeměna fulvokyselin na nerozpustné huminové kyseliny. Dalším faktorem může být rozpad blokové struktury půdy vlivem vysychání a opětovného zvlhčování jílových minerálů (Kuráž a Soukup, 2004). Negativním efektem aerobního prostředí v půdě je rozklad organické hmoty, která má pozitivní vliv na tvorbu půdních agregátů a tím i na strukturu půdy. Guo *et al.*, (2013) ve svém výzkumu popisuje vyplavování rozpuštěného organického uhlíku z půdy vlivem vysokého objemu vody, která půdou proteče. Tvrdí, že tato ztráta je vyšší než emise uhlíku z biochemických procesů. Naopak Ruark *et al.* (2004) přisuzuje vyplavování uhlíku z půdy mnohem menší váhu.

Podstatným činitelem pro strukturu půdy je typ a intenzita hospodaření následující po odvodnění. Orba umocňuje rozpad organické hmoty a degraduje strukturu půdy (Bucur a Moca, 2012). Těžká technika utužuje půdní profil (Abid a Lal, 2008; Bucur a Moca, 2012) a minerální hnojiva nedoplňují mizející organickou hmotu na rozdíl od stájových hnojiv a tzv. zeleného hnojení (Kuráž a Soukup, 2004).

Odvodnění může, díky nižší objemové hmotnosti a sníženému povrchovému odtoku, vést i k nižší míře eroze (Schilling a Helmers, 2008; Montagne *et al.*, 2009). Stále je však nutné brát v potaz případné negativní vlivy zrychleného podpovrchového a drenážního odtoku. Umocnění průtoku vody půdou totiž přináší erozi z celého profilu půdy ležícího nad drenážním potrubím. Drenáží tak společně s vodou odcházejí i jílové částice menší než 50 μm pocházející z vrchních vrstev půdy (Stone a Krishnappan, 1997; Furukawa *et al.*, 2008; Montagne *et al.*, 2009).

Poměr vody a vzduchu v půdních pórech určuje také teplotní režim půdy. Vysoká tepelná kapacita a setrvačnost vody zajišťuje v půdě poměrně stabilní teploty během celého roku. Snížení poměru vody v půdě v rámci odvodnění lokality má za výsledek zvýšenou teplotu půdy zvláště na jaře a v létě, a tak i lepší pěstební podmínky. Jin *et al.* (2008) však popisuje, že největší rozdíl v teplotách mezi odvodněnou a vlhkou plochou nastává v období květen až červenec a v hloubkách 30 až 60 cm. Jedná se tedy o období a hloubky, které nejsou pro pěstování zásadní. Teplota půdy a její roční průběh však může mít vliv na půdní organismy a mikroklima lokality.

2.3 Vliv na chemické vlastnosti půdy

Chemismus půdního prostředí po odvodnění je výrazně ovlivněn právě zvýšeným průtokem vody a změnou z anaerobních na aerobní podmínky. Zvýšený průtok vody vede k postupnému vyplavování látek skrze půdní horizonty až do drénu. Dále pak pokračují až do vodního toku. Vyústění drenáže přímo do toku však vylučuje možnost opětovné sedimentace či absorpce látek v břehové vegetaci (Blann *et al.*, 2009).

Ztráty minerálních látek v drenážních vodách byly prokázány pro vápník, draslík, hořčík a sodík (Duren *et al.*, 1997; Mathew *et al.*, 2001; Montagne *et al.*, 2009). Dále skrze drény odchází dusík a fosfor (Karlen *et al.*, 1998; Kladivko *et al.*, 1999; Davis *et al.*, 2000; Conrad a Fohrer, 2009; Nangia *et al.*, 2010; Neumann *et al.*, 2012). Nižší koncentrace živin v půdách odvodněných v porovnání s neodvodněnými pak popisuje Frouz *et al.* (2012b).

Řada autorů zaznamenalo, že dusík je z půdy vyluhován až po překročení jeho optimálního obsahu (Karlen *et al.*, 1998; Simmelsgaard, 1998; Davis *et al.*, 2000; Conrad a Fohrer, 2009). Díky dostupnosti minerálních hnojiv zemědělci překračují optimální dávku pro zajištění dostatečné zásoby dusíku v půdě. Faktory ovlivňující ztrátu hnojiv drenáží zahrnují silnější srážkové události krátce po aplikaci, formu hnojiva (Kladivko *et al.*, 1999) nebo obsah dusíku v půdě a potřeby plodiny (Conrad a Fohrer, 2009). Parametry drenážního systému také hrají svoji roli. S rostoucím rozchodem mezi drény a zároveň klesající hloubkou uložení klesají ztráty dusíku ($\text{NO}_3\text{-N}$) (Davis *et al.*, 2000; Nangia *et al.*, 2010).

Aerobní prostředí mobilizuje i uhlíkaté látky. Organická hmota je postupně rozkládána ze stabilních huminových agregátů až na rozptýlené koloidní uhlíkaté látky a posléze i rozpuštěný organický uhlík, snadno vyplavovaný zvýšeným průtokem vody půdou (Guo *et al.*, 2013).

V anaerobních podmínkách je železo i mangan v druhém oxidačním stupni rozpuštěné a po odvodnění se vysráží v nerozpustném třetím, v případě železa, a ve třetím až čtvrtém oxidačním stupni v případě manganu. Tyto dva prvky jsou tak po odvodnění imobilizovány v půdě a mohou snižovat mobilitu jílových minerálů (Furukawa *et al.*, 2008; Montagne *et al.*, 2009).

Fosfor a hořčík z půdy odcházejí společně s organickou hmotou do drenážních vod již výše zmíněnou erozí z celého půdního profilu. Tyto prvky jsou totiž na organické hmotě nebo na jílových minerálech sorbovány (Simard *et al.*, 2000; Frouz *et al.*, 2012b). Vyplavování fosforu přináší, kromě ztráty z půdy, i riziko eutrofizace pro vodní toky, nádrže, ale i mořské pobřeží (Karlen *et al.*, 1998; Neumann *et al.*, 2012).

Jacobsen a Kjaer (2007) varují i před vyplavování pesticidů z půd do drenážních vod. Pesticidy se sorbují na jílové minerály a organickou hmotu.

S úbytkem organické hmoty ale míra vyluhování závisí spíše na preferenčním toku vody půdou (Kladivko *et al.*, 1999).

2.4 Vliv na organismy a jejich diverzitu

Výška hladiny podzemní vody před odvodněním z velké části určuje, jaké následky lokalitu čekají po odvodnění. Byla-li půda zcela nasycena vodou, přichází po instalaci drenáže dočasné období, kdy rozklad zásob organické hmoty umožňuje rozvoj edafonu. Dochází však ke změně ve složení půdního společenstva (Boháč *et al.*, 2005; Guo *et al.*, 2013). Hygrofilní druhy jsou nahrazeny druhy, které vyžadují nižší vlhkost půdy. Změna prostředí tak může udržovat případně i zvyšovat hodnoty abundance a diverzity půdních organismů. Ve větším měřítku je pak klíčová topografie lokality. Členitý povrch s výskytem depresí, jako je tomu v případě rašeliništních bultů a šlenků, může po odvodnění poskytnout širší paletu mikro-stanovišť (Frouz, 1999; Boháč *et al.*, 2005).

Po odvodnění se zvyšuje výskyt máloštětinatců (Oligochaeta) z čeledi Lumbricidae a Enchytraeidae, kteří svojí činností v půdě podporují humifikaci organické hmoty, a tak i její stabilizaci v půdě (Wasilewska, 2006). Opět hrají roli i rozdíly v rámci dané lokality, již zmiňovaná drenážní rýha zajišťuje nižší vlhkost půdy, ale také snazší prostupnost půdy díky převrstvení profilu. Tento fenomén je vyhledáván žížalou *Lumbricus terrestris* L., která se zde vyskytuje až dvakrát častěji než mimo něj (Nuutinen *et al.*, 2001; Nuutinen a Butt, 2003; Nuutinen *et al.*, 2011).

Rozvoj půdního společenstva je, po vyplavení či zpracování uvolněných živin organismy, postupně utlumen (Frouz, 1999). Deset let po odvodnění plochy bylo zaznamenáno snížení jak abundance, tak diverzity půdních organismů ze skupin Mollusca, Chilopoda, Isopoda, Protura, Diplura, Symphyta, Coleoptera a larev řádu Diptera (Frouz *et al.*, 2012a). Podle Wasilewské (2006) dochází dokonce ke změně trofické struktury v rámci jednoho kmene (Nematoda). V odvodněných mokřadech jsou nejpočetnější bakteriovoři nahrazeni obligatorními herbivory. Na významu získávají také fungivoři. Zde hraje pravděpodobně hlavní roli nastavení aerobních podmínek v půdě. V rámci řádu Diptera byly, po 15 letech od odvodnění drenáží, saprofágové vystřídány predátory a fytofágy (Frouz, 1999).

Z perspektivy celého biotopu po odvodnění v mokřadech ubývá bezobratlých, obojživelníků i ptáků. V rámci krajiny pak unifikací tohoto ekosystému klesá její diverzita, a tak i beta diverzita (Fennessy a Craft, 2011). Odvodněním rašeliniště mimo jiné dochází k zastavení tvorby rašeliny (Guo *et al.*, 2013) a zarůstání plochy křovinami a tedy ke změně vegetačního krytu plochy (Wasilewska, 2006; Bart *et al.*, 2011). Dochází tak až k 50% poklesu diverzity (Frouz *et al.*, 2012a). V případě hospodářského využití plochy je instalace drénů jen prvním krokem, po kterém následuje intenzivní obdělávání včetně orby.

2.5 Vliv na klima

Půda se během roku vyznačuje poměrně stabilními teplotami. Svůj díl na tom má obsah vody v půdě, protože voda má vysokou tepelnou kapacitu, a tak i setrvačnost. Dalším činitelem jsou rostliny, které se pomocí transpirace, tedy skupenského přechodu vody z kapalné do plynné formy, ochlazují na optimálních 24–25 °C. Povrch půdy a přiléhající vrstva vzduchu jsou tak v ideálním případě chráněny před rozkolísanými teplotami. Tento princip má ve výsledku vliv i na lokální klima. Fenomén retenčně-evapotranspirační jednotky (dále jen RETU – Retention-Evapotranspiration Unit) popisuje, jak jsou malý hydrologický cyklus, vodní režim půdy, vegetační kryt a lokální klima úzce provázány. V ideálním případě je díky retenci v půdě dostatek vody pro vegetační kryt v klimaxovém stádiu sukcese, které tak fotosyntetizuje za optimálních teplot. Vzduch nad zemí je ochlazován, povrch se nepřehřívá a odtok vody z povodí je stabilizovaný (Eliáš *et al.*, 2002).

Narušení tohoto cyklu, například odvodněním lokality, tedy snížení obsahu vody v půdě, může způsobit přehřívání vzduchu. Teplý a vlhký vzduch, především v letních měsících, se ve výškách ochlazuje, pára kondenzuje a dochází k tzv. odpoledním bourkám a přivalovým deštům. V rámci kontinentu může dojít ke vzniku tlakové výše, která nedovoluje posunu studených front od oceánu a způsobuje delší období bez srážek. Tento stav může přejít do období s vysokými srážkovými úhrny, pokud studená fronta doputuje nad přehřátou pevninu. Teplý a vlhký vzduch je totiž studenou frontou vytlačen do výšky. Tlaková níže pak přináší další vlhký vzduch od oceánu, který díky vysoké teplotě kontinentu stoupá do výšky, kondenzuje a způsobuje další srážky až do vyčerpání tepelné

energie kontinentu. Tento princip má na svědomí povodně regionálního významu (Eliáš *et al.*, 2002).

2.6 Možnosti revitalizace odvodnění

V případě, že pro danou lokalitu převažují negativní vlivy na vlastnosti půdy (Kuráž a Soukup, 2004; Jin *et al.*, 2008; Montagne *et al.*, 2009; Frouz *et al.*, 2012b), výnosy plodin nebo kvalitu povrchových vod (Grazhdani *et al.*, 1996; Gentry *et al.*, 1998; Jacobsen a Kjaer, 2007) je vhodné zvažovat nápravu nepříznivého stavu. Pro zajištění kvalitní úpravy drenážního systému je nutné provedení hydrologického a pedologického průzkumu lokality a dále použití standardních postupů. Pro Českou republiku byla vytvořena metodika v rámci operačního programu Životní prostředí (Kulhavý *et al.*, 2011).

Pokud je snížená hladina podzemní vody v suchých obdobích nedostupná pro plodiny či jinou vegetaci, je možné drenážní odtok regulovat či zbrzdňovat pomocí hradítek a záslepek instalovaných do stávajícího systému. Další možností je tzv. převod drenážních vod k závlaze (Soukup a Kulhavý, 1996; Kulhavý *et al.*, 2011) nebo přerušení odtoku z drénované plochy (Kulhavý *et al.*, 2011). Pro přerušení odtoku drenážních vod z lokality je možné celkové, nebo částečné odstranění systému, zaslepení drenáže nebo vytvoření nepropustné clony na drénech (Kulhavý *et al.*, 2011). V rámci revitalizace pramenných vývěrů se používá zatravnění ochranného pásma v okolí jímky, či místa vývěru (Soukup *et al.*, 2000). Případně lze pramennou jímku odstranit a obnovit funkci pramene nebo tůně (Kulhavý *et al.*, 2011). Úpravy drenážních systémů jsou pravidelně zařazovány mezi podporované zásahy v dotačních programech (Soukup *et al.*, 2000).

Alternativou k převážně inženýrským rekultivacím jsou postupy využívající spontánního stárnutí drenáže. Trubky z pálené hlíny jsou dnes často na konci své životnosti. Dalšími činiteli může být zanášení drénu jílovými částicemi nebo prorůstání kořenů do drenážního systému. Tzv. kontrolované stárnutí drenáže využívá právě hluboko kořenící dřeviny vysazované nad drenážní systém. V průběhu tohoto poměrně časově náročného opatření je nutné řešit bodové vývěry drenážních vod na povrch a případné erozní události (Stone, 1911; Kulhavý *et al.*,

2011). Po obnovení vodního režimu půdy je na základě pedologického průzkumu možné zvážit použití hnojiv nebo dalších agronomických opatření v závislosti na požadovaném cílovém stavu. Na rekultivovaných či přímo revitalizovaných plochách často dochází ke zmenšení produkční plochy a vyhrazení části plochy k mimoprodukční funkci (Kulhavý *et al.*, 2011).

3. Metodika

3.1 Lokalita

Obec Senotín (49°3'52.843"N, 15°8'42.792"E) se nachází v Jihočeském kraji poblíž obce Nová Bystřice. Zkoumané plochy leží v těsné blízkosti obce v nadmořské výšce 650–700 m. Lokalita patří pod chladnou klimatickou oblast. Nejbližší automatizované stanice ČHMÚ jsou instalovány ve Strmilově a Nové Bystřici (Cenia, 2017). Průměrná roční teplota je 6,0 °C a roční srážkové úhrny činí přibližně 700 mm (Frouz a Syrovátka, 1995). Podloží lokality je z pegmatické žuly centrálního masivu moldanubického plutonu (Česká geologická služba, 2017), zastoupeno hruběji zrnitým dvouslídovým granitem (Cenia, 2017). Převažujícím půdním typem jsou podzoly s menším výskytem půd oglejených či glejů v místech s vyšší půdní vlhkostí. V místech rašelinišť se pak nacházejí organozemě. Potenciální přirozenou vegetací je biková bučina. Fytogeograficky leží na rozmezí českomoravského mezofytika a českého oreofytika, mezi okresy 67–Českomoravská vrchovina a 90–Jihlavské vrchy. Výškově patří do submontánního výškového vegetačního stupně (Cenia, 2017).

3.2 Historie úprav a výzkumu na lokalitě

Pramenné louky byly v letech 1985–1987 plošně odvodněny drenáží. Louky byly zorány a posléze používány jako kulturní luční porosty a průběžně hnojeny. Suché léto v roce 1992 postihlo i louky okolo Senotína. V roce 1993 tak započal mezioborový výzkum lokality s cílem pochopit vliv odvodnění a předejít dalším podobným následkům (Syrovátka *et al.*, 2001).

Na loukách a zbylých fragmentech rašelinišť okolo Senotína vzniklo pět trvalých výzkumných ploch, kde byly zkoumány fyzikální a chemické vlastnosti půdy, včetně sledování hladiny podzemní vody. Dvě výzkumné plochy byly

na odvodněné části, zbylé tři na neodvodněné. Jedna plocha na odvodněné louce byla vytyčena na sušším stanovišti, druhá na vlhkém místě nad poruchou drenážního potrubí. Na neodvodněné lokalitě byly zkoumány vyvýšeniny tzv. bulvy a sníženiny mezi bulvy tzv. šlenky dále pak plocha rašeliniště. Kromě výše zmíněných fyzikálních a chemických charakteristik zde byl proveden také výzkum půdních bezobratlých a měření rychlosti rozkladu organické hmoty (Frouz *et al.*, 2012b; Frouz *et al.*, 2012a).

V roce 1995 byla na základě poznatků z tohoto průzkumu provedena etapa revitalizace odvodněné plochy o rozloze zhruba 9 ha na levém břehu potoka Potočná. Do příkopů vykopaných po vrstevnici byl napěchován jíl a vzniklo tak sedm jílových těsnících clon, které přerušily drenážní odtok. Nad čtyřmi clonami byly vytvořeny meze, obecně přispívající ke snížení povrchového odtoku a eroze. Ve svahu nad těmito mezemi vznikly mělké zasakovací deprese. Na potoce Potočná byla obnovena tůň a vybudovány příčné prahy (Syrůvka *et al.*, 2001).

Výzkum na této lokalitě probíhal i po tomto zásahu. Šlo o monitoring hladiny podzemní vody, měření srážek a průtoku vody potokem Potočná (Syrůvka *et al.*, 2001). Ten ukázal, že bezprostředně po revitalizaci hladina rapidně vzrostla, ale dále jen kolísala a velmi výjimečně dosahovala až na povrch.

Další výzkum byl prováděn v letech 1995 a 1996 a byl zaměřen na fyzikální a chemické vlastnosti půdy. Vzorky půdy byly odebrány z šesti fragmentů neodvodněných ploch a z ploch odvodněných. Pro monitoring hladiny podzemní vody byly na lokalitách umístěny plastové pažnice. U půdních vzorků byla z fyzikálních vlastností stanovena zrnitost a u neporušených půdních vzorků dále retenční vodní kapacita a polní vodní kapacita. U vysušených vzorků byla stanovena objemová hmotnost a měrná (specifická) hmotnost půdy. Část neporušených vzorků byla použita ke zkoumání mikrostruktury půdy (Frouz *et al.*, 2012b).

Chemické analýzy zahrnovaly určení hodnot pH, oxidovatelného uhlíku, celkového obsahu fosforu, obsahu organického fosforu, dostupného fosforu, ve vodě rozpustného fosforu a ve vodě rozpustného hořčíku.

Výzkum neprokázal rozdíl mezi hladinami podzemní vody na odvodněné a neodvodněné ploše i přesto, že vlhkost byla na neodvodněných plochách vyšší. Na odvodněných plochách se v půdě vyskytuje štěrk, zatímco na neodvodněných

nebyl vůbec zjištěn. Vyšší hodnoty živin byly naměřeny na neodvodněných plochách. Neodvodněné plochy mají nižší pH než odvodněné (Frouz *et al.*, 2012b).

3.3 Nový hydrologický výzkum

Výzkum na revitalizované ploše byl obnoven na podzim roku 2013 se záměrem pochopit vodní režim lokality. Na potoce Potočná byl opraven měrný přepad využívaný i v dřívějších výzkumech (viz Obrázek 2) a v listopadu 2013 byl do tůně nainstalován hladinoměr firmy Alatop typ 4020, který funguje na základě měření hydrostatického tlaku kapaliny nad přístrojem s funkcí kompenzace vlivu změn atmosférického tlaku na měření. Frekvence měření hladiny byla nastavena na 12 hodin pro zajištění dostatečného prostoru v připojeném dataloggeru a výdrže baterie pro dlouhodobé měření. Data z dataloggeru byla zálohována zhruba každé tři měsíce. Měření výšky hladiny probíhalo od listopadu 2013 do září 2016.

Ve stejném čase byl na revitalizované ploše instalován srážkoměr firmy Pronamic typ Rain-O-Matic Professional, dodaný firmou EMS Brno, viz Obrázek 2. Srážkoměr byl pro optimální měření instalován mimo vzrostlou vegetaci a dostatečně daleko od lesa a byl zavětrován ocelovým drátem a vyrovnán vodováhou. Data z dataloggeru byla zálohováno zhruba každé tři měsíce. Měření srážek probíhalo od listopadu 2013 do srpna 2016.



Obrázek 2 Zleva měrný přepad, srážkoměr a vlhkoměr při instalaci v terénu.

Pro doplnění chybějícího dílku vodního režimu lokality tedy průchodu, popřípadě zadržování vody půdou, bylo v dubnu 2015 instalováno zařízení pro měření vodního potenciálu půdy (VPP) od firmy Delmhorst Instrument

Company, NJ, U.S.A., dodané firmou EMS Brno, viz Obrázek 2. Měření probíhalo třemi sádrovými válečky umístěnými do tří hloubek v půdě: 0–5 cm, 15–20 cm a 25–30 cm pod povrchem. Tyto hloubky odpovídají půdním horizontům odebíraným pro fyzikálně-chemickou analýzu. Sádrové válečky byly před aplikací do půdy navlhčeny vodou po dobu zhruba 3 minut.

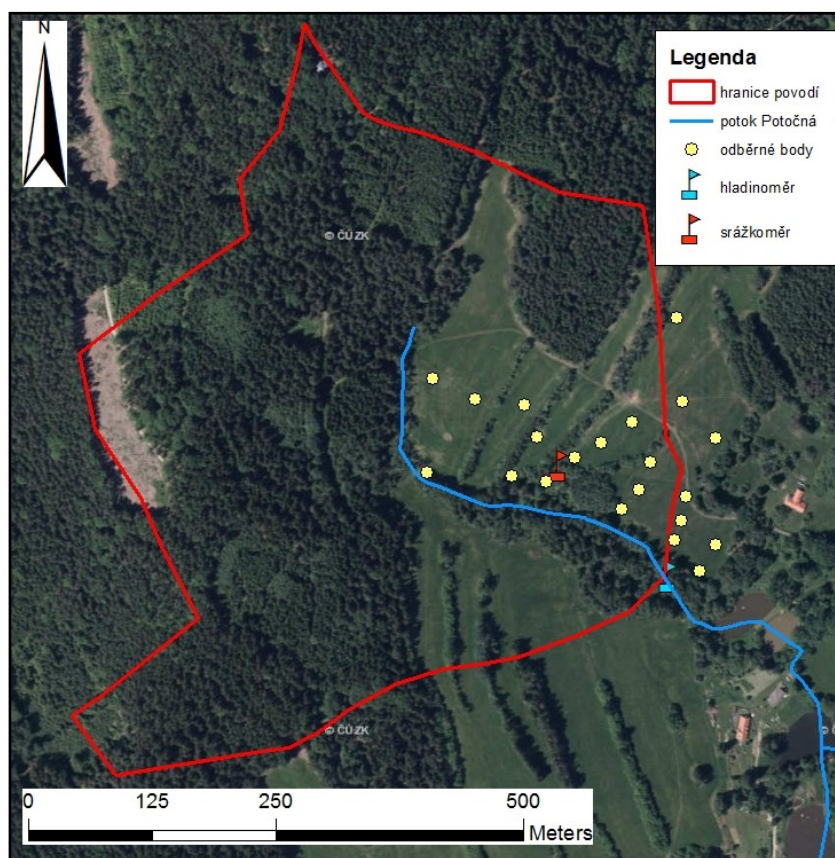
Pro možnost interpretace významu hodnot naměřeného vodního potenciálu půdy, byly měřeny vodní hydrolimity. Za tím účelem byly odebrány neporušené půdní vzorky na neodvodněné a revitalizované ploše po dvou opakováních. Odběr probíhal do Kopeckého válečků, $100 \text{ cm}^3 \pm 1 \text{ cm}^3$. Otvor každého Kopeckého válečku byl překryt síťovinou prostupnou pro vodu. Válečky se vzorky půdy byly následně syceny vodou při pokojové teplotě po dobu 10 dnů. Po nasycení byly vzorky zváženy. Nasycené vzorky ve válečkách byly umístěny do přetlakového přístroje 1500F 15 Bar Pressure Plate Extractor (průměr 30 cm). Zde byly za konstantního tlaku -0,33 bar, který odpovídá polní vodní kapacitě (PVK), odvodňovány po dobu 10 dnů a opět zváženy. Pro získání hodnot hmotnosti sušiny vzorků byly vzorky sušeny 48 hodin při 105 °C a zváženy. Tímto způsobem byla získána data hmotnostních obsahů vody ve vzorcích při tlaku odpovídajícímu polní vodní kapacitě (PVK). Tato měření probíhala na Katedře hydromeliorací a krajinného inženýrství ČVUT.

3.4 Nový pedologický výzkum

Druhou částí obnoveného výzkumu je pedologický průzkum revitalizované, odvodněné a neodvodněné plochy. Poslední dvě zmíněné plochy jsou referenční k ploše revitalizované. Jako kontrolní neodvodněná plocha slouží zachovalý fragment rašelinné louky sousedící s přírodní rezervací Skalák u Senotína (ev. č. 2218). V její blízkosti se pak nachází i druhá kontrolní, avšak odvodněná a nerevitalizovaná, plocha. Okraj revitalizované výzkumné plochy tvoří potok Potočná, který se pod Senotínem vlévá do Lhotského potoka (Syrůvka *et al.*, 2001).

V rámci revitalizované plochy bylo vzorkování naplánováno tak, aby zahrnulo variabilitu prostředí po revitalizaci. Vzorkovány tedy byly jak sušší plochy s porostem vřesu, tak plochy poblíž toku Potočná a v zasakovacích depresích. Poloha vzorkovacích bodů byla určována pomocí GPS přístroje Trimble

Geo XT. Mapa umístění vzorkovacích bodů, měrného přepadu a srážkoměru je k nahlédnutí níže, Obrázek 3. Pro vzorkování půdy byla na každém místě vykopána šachta do zhruba půl metru hloubky přibližně čtvercového půdorysu o straně 50 cm. Vzorky půdy byly odebrány ze tří hloubek 0–5 cm, 15–20 cm a 25–30 cm. Z každé hloubky byly odebrány tři Kopeckého válečky ze tří stran šachty, které byly smíchány do jednoho směsného vzorku dané hloubky. Vzorek z každé hloubky tak měl 300 cm³ a z každého odběrného bodu byly odebrány 3 vzorky. Celkově byly odebrány vzorky z 21 bodů na revitalizované ploše, z 6 bodů na ploše odvodněné a ze tří bodů na ploše neodvodněné.



Obrázek 3 Mapa pokusného povodí s umístěním vzorkovacích bodů, měrného přepadu na toku Potočná a srážkoměru, © ČÚZK, © VÚV T.G.M. ZABAGED® - DIBAVOD, ArcGIS.

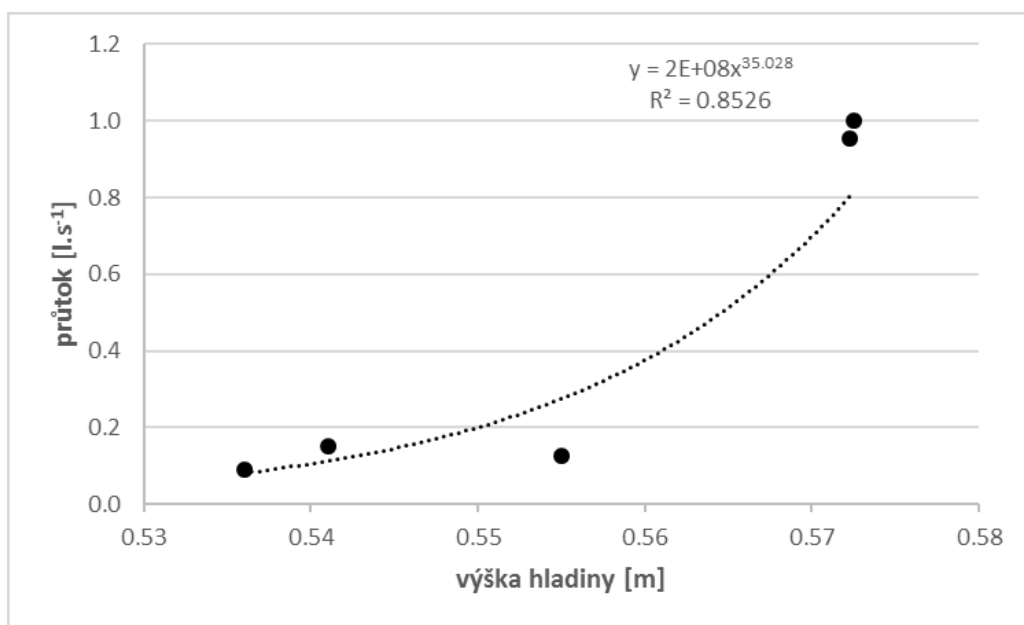
Všechny vzorky byly zváženy, sušeny na vzduchu za pokojové teploty a posléze přesety přes 2mm síto. Frakce nad 2 mm byla zvlášť zvážena. Příprava vzorku pro CHN analýzu dále zahrnovala mletí části vzorku na oscilačním mlýně při 22 kmitech za vteřinu po dobu 40-ti vteřin. Posléze byl namletý vzorek balen do cínových kapslí a přesně vážen na analytických mikro vahách Mettler Toledo. Takto připravený vzorek byl v rámci CHN analýzy oxidován ve spalovacím reaktoru zařízení a výsledná směs elementárního dusíku (N₂) a oxidu uhličitého

(CO₂), vody (H₂O) a oxidu siřičitého (SO₂) byla separována na jednotlivé sloučeniny v chromatografické koloně. Jednotlivé sloučeniny jsou pak detekovány tepelnou vodivostí reaktoru, která odpovídá koncentraci složek. V případě této práce byly použity jen výsledky pro dusík a uhlík.

Ve vzorcích bylo měřeno i pH a konduktivita. 10 g půdy přeseť přes 2mm síto bylo v lahvičce smícháno s 50 ml deionizované vody a umístěno na třepačku na 60 minut. Posléze byl obsah lahvičky přefiltrován přes papírový filtr a filtrát byl použit pro měření pH a konduktivity pomocí pH metru, respektive konduktometru.

3.6 Analýza a statistické zpracování dat

Přepočet výšky hladiny na průtok byl proveden výpočtem rovnice trendu křivky závislosti aktuálního průtoku přes měrný přepad a aktuální výšky hladiny. Převod z výšky hladiny na průtok byl proveden pomocí rovnice křivky na základě pěti jednotlivých přímých měření průtoku, viz Obrázek 4. Přímé měření průtoku probíhalo odečtením objemu vody v nádobě za určitý čas.



Obrázek 4 Graf závislosti průtoku na výšce hladiny na měrném profilu na potoce Potočná.

Zařízení pro měření vodního potenciálu půdy měří vodivost elektrického proudu mezi koncentrickými elektrodami uvnitř sádrového válečku. Vodivost je

závislá na míře navlhčení sádrového válečku půdní vlhkostí. Podle návodu k zařízení neexistuje jednoznačný přepočítání vodivosti na VPP, ale dodané zařízení a software využívá níže zmíněnou rovnici převodu hodnot vodivosti na VPP:

Vodní potenciál půdy

$$\begin{aligned} &= 0.0000002566 * R^6 + 0.0000271804 * R^5 \\ &- 0.0010604163 * R^4 + 0.0183247258 * R^3 \\ &- 0.1321964809 * R^2 + 0.7618710496 * R \text{ [bar; } kOhm] \end{aligned}$$

Cílem obnoveného hydrologického výzkumu na lokalitě bylo porovnání nově nasbíraných dat s daty naměřenými panem ing. Šírem v letech 1998 a 1999 (Syrovátka *et al.*, 2001). Toto porovnání umožnilo zhodnocení efektivity revitalizačního opatření z hlediska vodního režimu lokality. Absolutní čísla z obou období nebylo možné přímo porovnat, protože na měrném přepadu došlo k technickým úpravám, které by mohly ovlivnit naměřené hodnoty. Proto byly použity odtokové koeficienty, tedy bezrozměrná čísla vypočítaná jako poměr odtoku za 12 hodin a průměrné výšky srážek na ploše povodí. Měrný přepad je v tomto případě považován za závěrový profil pokusného povodí. Hodnoty srážek z instalovaného srážkoměru jsou pro tento případ považovány za reprezentativní pro celou plochu pokusného povodí a plocha povodí byla přibližně vypočítána pomocí programu ArcGIS, Esri.

Pro porovnání obou období byla použita pouze data z roku 1998 a 2014, a to pouze z období vegetační sezony tedy od dubna do konce září. Data ze zimního období jsou totiž ovlivněna sněhovými srážkami, které použitý srážkoměr není schopen měřit a dále zamrznutím hladiny tůně nad hladinoměrem a změnami tlaku ve vodě pod ledem.

Odtok z povodí vždy reaguje s určitým zpožděním na srážky. V rámci zpracování dat tak byla použita metoda „lagged variables“, kdy byla snaha objevit míru tohoto zpoždění pouhým posunem sloupce srážek a sloupce odtoků. Korelační koeficienty však neukazovaly dostatečnou míru korelace. Další postup tak zahrnoval metodu „cumulative moving average“, která sloužila k odhalení délky období srážek, které ovlivňuje odtok.

Z dat obsahů uhlíku a dusíku pro jednotlivé hloubky měření (0–5 cm; 15–20 cm; 25–30 cm) byly pomocí objemových hmotností půdy vypočítány zásoby těchto dvou prvků v půdě do hloubky 30 cm. Nejprve byly vypočítány zásoby prvků v jednotlivých odběrných hloubkách a následně vynesemím těchto dat do grafu a výpočtem plochy pod grafem byly získány celkové zásoby daných prvků v půdě do 30cm hloubky.

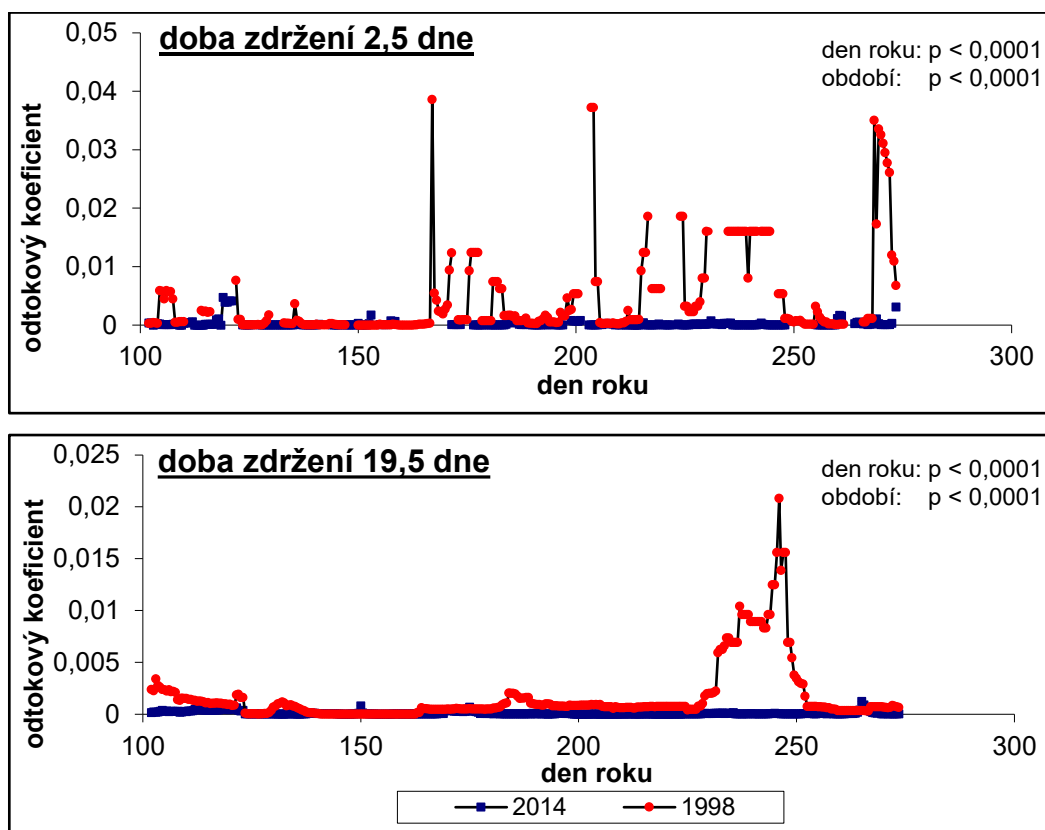
Hydrologická data z let 1998 a 2014 byla upravena v programu RStudio a Excel (Microsoft). Statistická významnost vypočítaných odtokových koeficientů byla prověřena metodou zobecněného lineárního modelu (GLM - generalized linear model) v programu Statistica 13.2 (Quest). Hodnoty chemických ukazatelů byly statisticky zpracovány pomocí jednocestné a faktoriální analýzy rozptylu (ANOVA). Průměry pro jednotlivé stavy a hloubky byly odlišeny pomocí Fisherova LSD (Least Significant Difference) testu, taktéž v programu Statistica 13.2 (Quest).

4. Výsledky

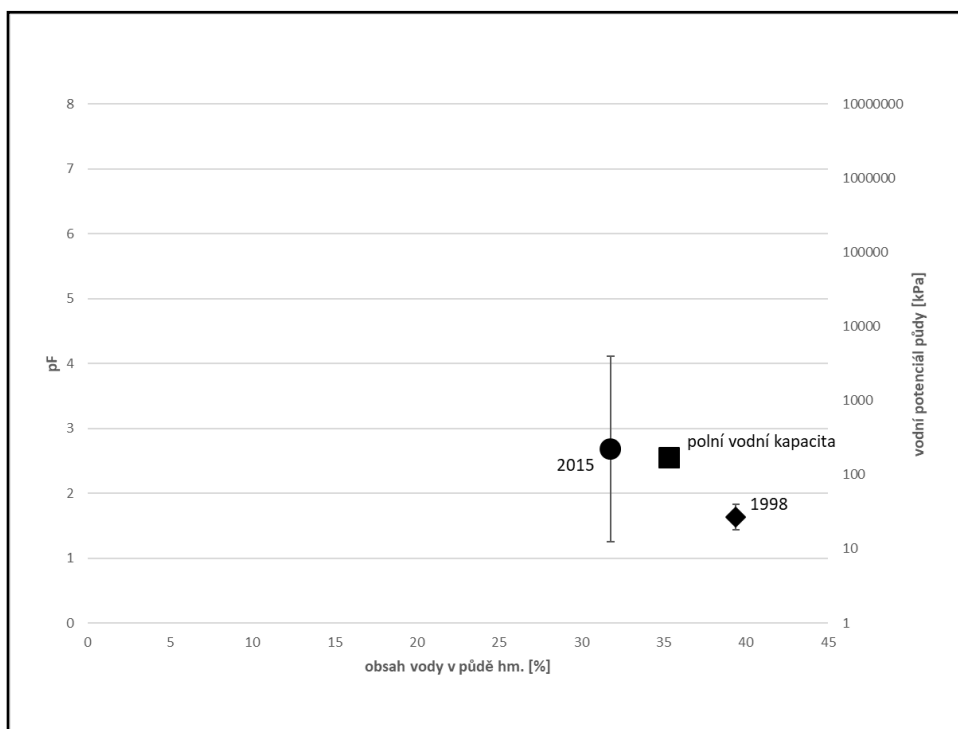
4.1 Hydrologický výzkum

Pomocí korelačních koeficientů odhaleny dvě doby zdržení 2,5 dne pro rok 2014 a 19,5 dne pro rok 1998. Odtokové koeficienty tak byly vypočítány jako poměr odtoku za 12 hodin a průměrné výšky srážek na ploše povodí za posledních 2,5 nebo 19,5 dne. Použití GLM potvrdilo, že existuje statisticky významný rozdíl mezi koeficienty odtoku z roku 1998 a 2014 (období: $p < 0,01$), a také v rámci jednotlivých sezón (den roku: $p < 0,01$), viz Obrázek 5. V sezóně roku 2014 byly koeficienty odtoku statisticky významně nižší než v roce 1998.

Měření vodního potenciálu půdy (VPP) ukázalo, že půda na revitalizované ploše je při tlaku odpovídajícímu polní vodní kapacitě (PVK) schopná zadržovat zhruba 35% hmotnostní vlhkost. Vysoká variabilita VPP měřených v roce 2015 neumožňuje statistické rozlišení od vodních potenciálů půdy naměřených panem ing. Šírem v roce 1998. Data však naznačují, že zatímco v roce 1998 byl průměrný potenciál půdní vody nižší (43 kPa) a v půdě tak mohlo být převážně až 40 % vody, v roce 2015 průměrný potenciál mohl dosahovat hodnoty 480 kPa a obsah vody v půdě byl nižší, viz Obrázek 6.



Obrázek 5 Průběh odtokových koeficientů s dobou zdržení 2,5 dne (nahore) a 19,5 dne (dole) pro roky 1998 a 2014 od dubna do konce září.



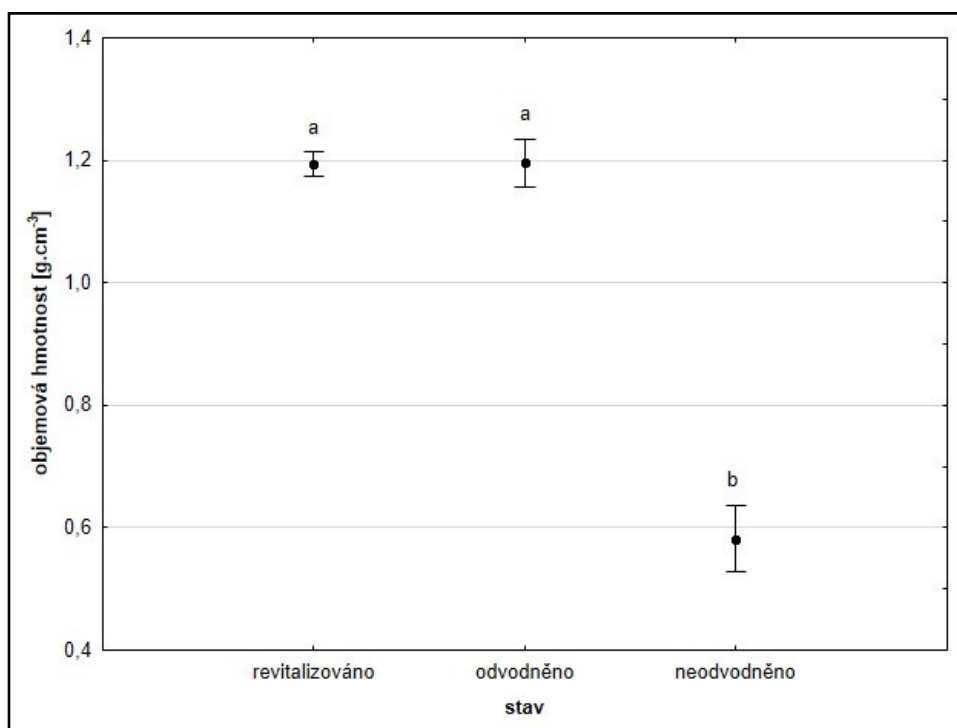
Obrázek 6 Závislost vodního potenciálu půdy na hmotnostní vlhkosti půdy pro roky 1998 a 2015 a hodnota polní vodní kapacity neporušeného půdního vzorku z revitalizované lokality.

4.2 Pedologický výzkum

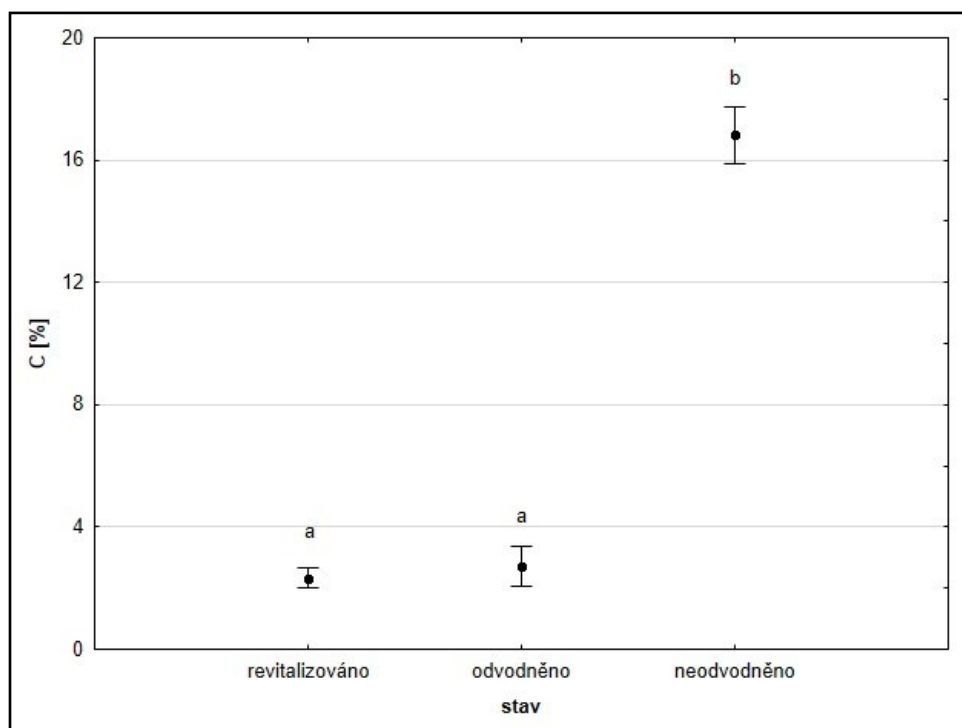
Objemová hmotnost půdy roste s hloubkou statisticky významně ($p < 0,01$). Efekt jednotlivých stavů zkoumaných ploch se projevil jen pro neodvodněnou plochu, která má signifikantně nižší objemovou hmotnost (Fisher post hoc test $p < 0,01$), než plochy revitalizovaná a odvodněná, viz Obrázek 7.

Procentuální obsah uhlíku na neodvodněné ploše se signifikantně lišil (Fisher post hoc test $p < 0,01$) od obsahu uhlíku na ploše revitalizované a odvodněné souhrnně pro celý studovaný profil. Mezi obsahem uhlíku na revitalizované a odvodněné ploše není statisticky významný rozdíl, viz Obrázek 8 (Fisher post hoc test $p = 0,6$). Signifikantní rozdíly byly i mezi jednotlivými horizonty hodnocenými přes všechny studované plochy. S hloubkou klesá procentuální obsah uhlíku v půdě, viz přílohu Tabulka 1.

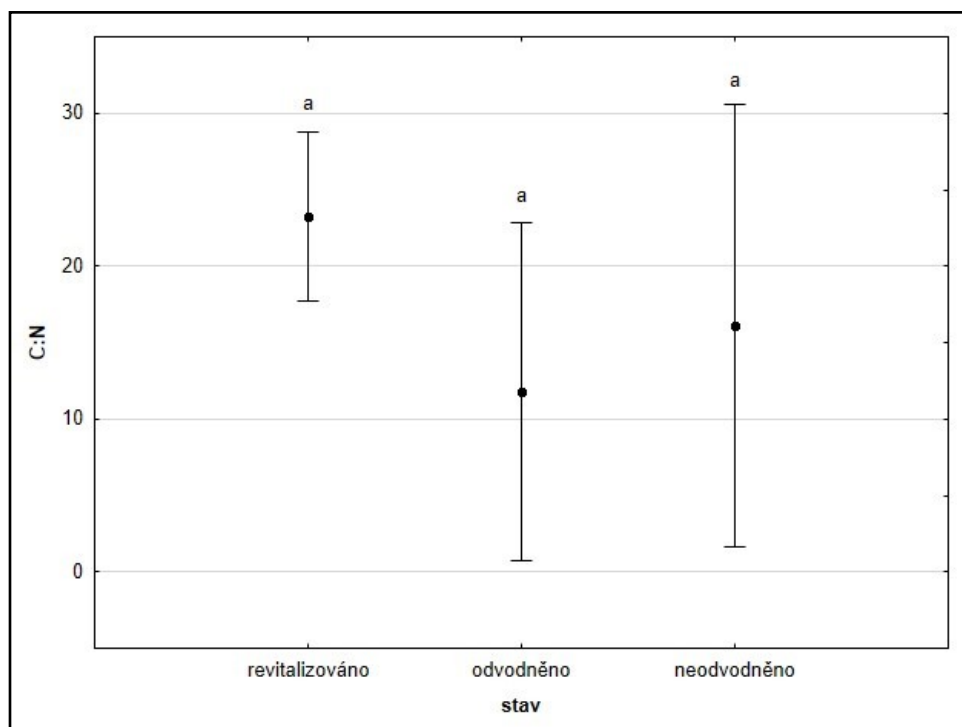
Pro procentuální obsah dusíku dopadly výsledky obdobně, neodvodněná plocha obsahuje více dusíku než plochy odvodněná a revitalizovaná (Fisher post hoc test $p < 0,01$). Rozdíl mezi revitalizovanou a odvodněnou plochou je v tomto případě větší, ale stále není statisticky významný, viz Tabulka 1 (Fisher post hoc test $p = 0,2$). Procentuální obsah dusíku s hloubkou klesá.



Obrázek 7 Graf ANOVA ($n = 90$, $\pm SE$, signifikance ANOVA $p < 0.01$) objemové hmotnosti půdy (do 30 cm hloubky) v závislosti na stavu plochy, statisticky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny Fisher post hoc test $p < 0,01$.



Obrázek 8 Graf ANOVA ($n = 94$, $\pm SE$, signifikance ANOVA $p < 0.01$) procentuálního obsahu uhlíku v půdě (do 30 cm hloubky) v závislosti na stavu plochy, statisticky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny Fisher post hoc test $p < 0,01$.



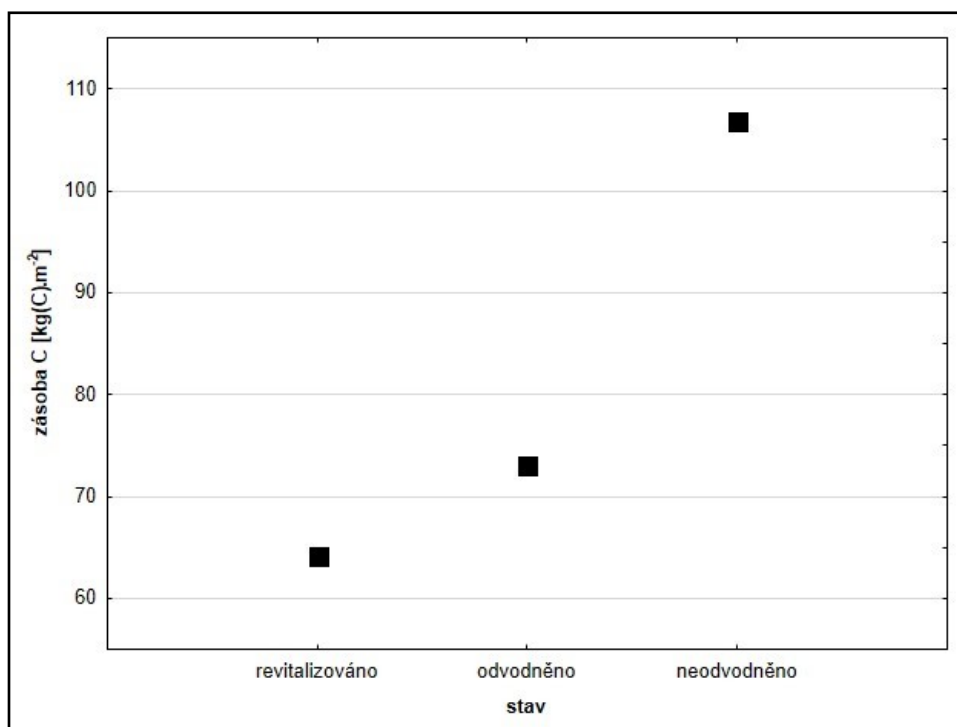
Obrázek 9 Graf ANOVA ($n = 88$, $\pm SE$, signifikance ANOVA $p = 0,62$) poměru obsahu uhlíku a dusíku v půdě (do 30 cm hloubky) v závislosti na stavu plochy, statisticky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny Fisher post hoc test $p > 0,05$.

Poměr obsahu uhlíku a dusíku v půdě se mezi jednotlivými stavy ploch statisticky významně neliší ($p = 0,62$), viz Obrázek 9. Avšak průměr C:N poměru

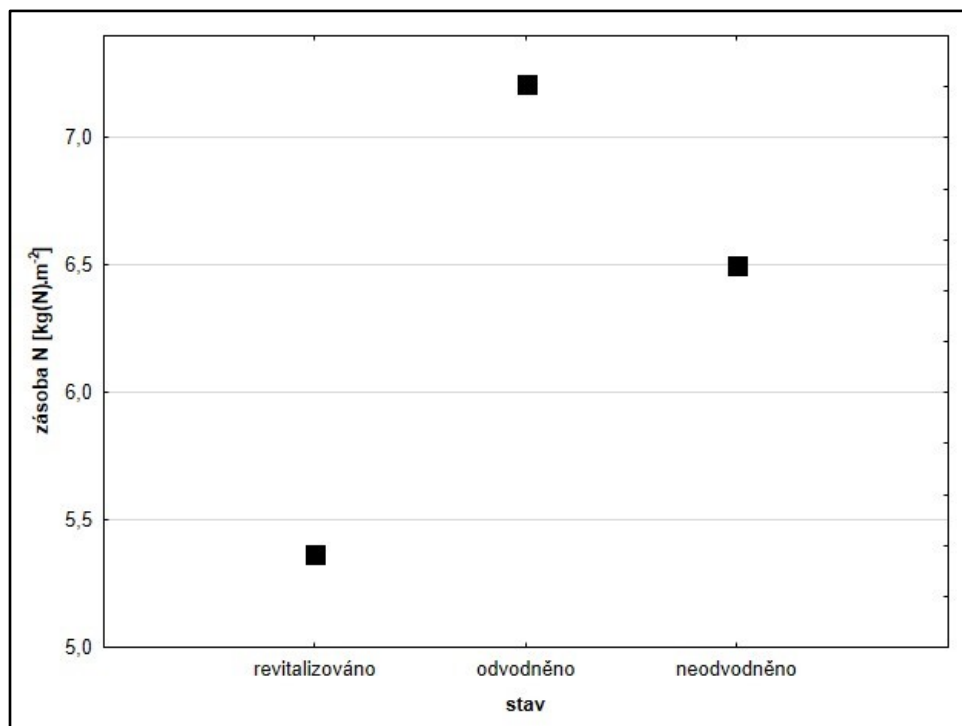
pro revitalizovanou plochu je větší než u zbylých dvou stavů ploch. Statisticky významné rozdíly nebyly nalezeny ani mezi C:N poměry jednotlivých zkoumaných hloubek.

Zásoba uhlíku v půdě do 30 cm hloubky sleduje podobný trend jako u procentuálního obsahu uhlíku jednotlivých ploch. Pro revitalizovanou plochu je zásoba uhlíku nejnižší naopak pro neodvodněnou plochu je tato zásoba nejvyšší, viz Obrázek 10.

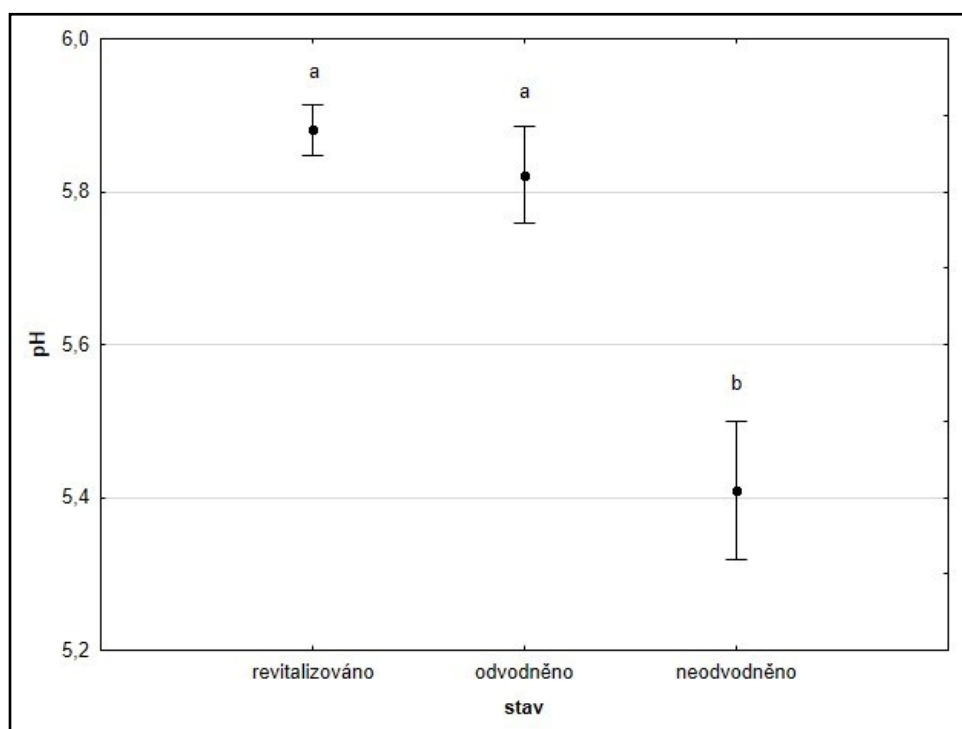
Zásoba dusíku v půdě do 30 cm hloubky je naopak nejvyšší u odvodněné plochy, viz Obrázek 11. Nejnižší zásoba dusíku však stejně jako u procentuálního obsahu dusíku v půdě patří revitalizované ploše.



Obrázek 10 Graf závislosti zásoby uhlíku v půdě do 30 cm hloubky na stavu plochy.



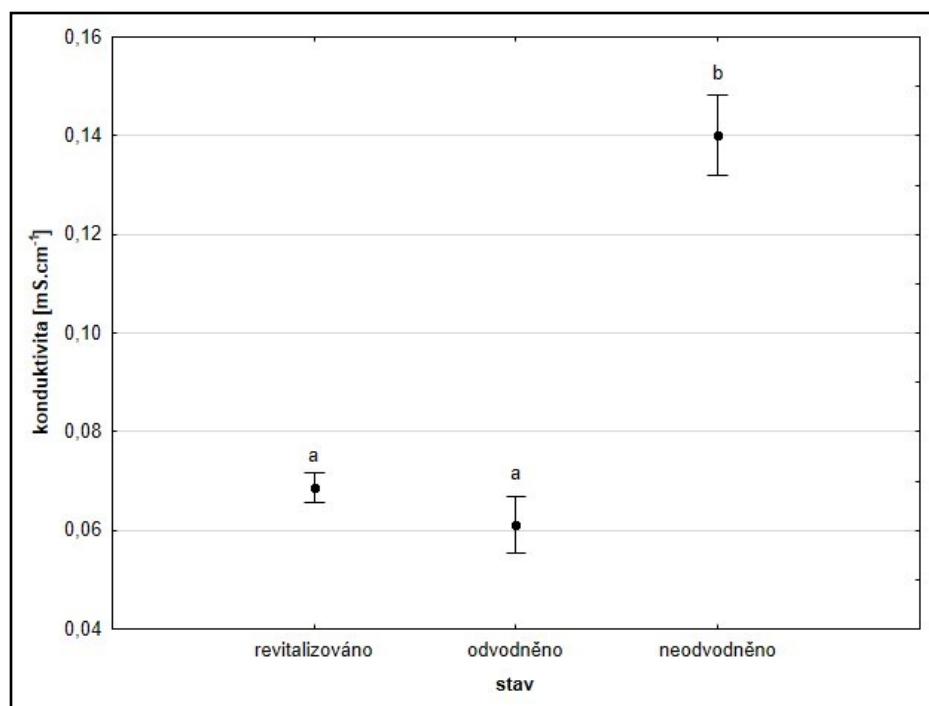
Obrázek 11 Graf závislosti zásoby dusíku v půdě do 30 cm hloubky na stavu plochy.



Obrázek 12 Graf ANOVA ($n = 90$, $\pm SE$, signifikance ANOVA $p < 0.01$) pH v půdě (do 30 cm hloubky) v závislosti na stavu plochy, statisticky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny Fisher post hoc test $p < 0.01$.

Nejvyšší hodnoty pH byly naměřeny na revitalizované ploše, statisticky se však neliší od hodnot z odvodněné plochy (Fisher post hoc test $p = 0,4$).

Od zmíněných ploch se statisticky liší pH neodvodněné plochy, které zde bylo signifikantně nižší (Fisher post hoc test $p < 0,01$), viz Obrázek 12. pH měřené přese všechny plochy je statisticky významně nižší v profilu do 5 cm (Fisher post hoc test $p < 0,05$). Měřené profily 15–20 cm a 25–30 cm se od sebe v rámci pH neliší (Fisher post hoc test $p = 0,8$).



Obrázek 13 Graf ANOVA ($n = 90$, $\pm SE$, signifikance ANOVA $p < 0,01$) vodivost v půdě (do 30 cm hloubky) v závislosti na stavu plochy, statisticky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny Fisher post hoc test $p < 0,01$.

Hodnoty vodivosti na revitalizované a odvodněné ploše se signifikantně nelišily i přesto, že na revitalizované ploše byly mírně vyšší (Fisher post hoc test $p = 0,24$). Vodný výluh půdy v profilu do 30 cm na neodvodněné ploše měl nejvyšší vodivost signifikantně odlišnou od zbylých dvou výzkumných ploch, viz Obrázek 13 (Fisher post hoc test $p < 0,01$). Konduktivita měřená přese všechny stavy ploch je nejvyšší v profilu do 5 cm (Fisher post hoc test $p < 0,01$). Konduktivita vodného výluhu se statisticky významně neliší mezi profily 15–20 cm a 25–30 cm (Fisher post hoc test $p = 0,18$).

Fyzikální i chemické parametry svrchního horizontu 0–5 cm byly porovnány mezi jednotlivými stavy ploch. Toto porovnání přineslo podobné výsledky jako porovnání přes celý zkoumaný profil do 30 cm hloubky, viz Tabulka 1.

5. Diskuze

Výzkum srážko-odtokových poměrů na lokalitě Senotín potvrdil část hypotézy č. 1, že odtok vody z povodí byl v roce 2014 nižší než v roce 1998. Zkoumání struktury hydrologických dat však ukázalo jejich závislost na vegetační sezóně, kdy se snížení odtoku v roce 2014 projevuje hlavně ve vegetačním období. Kromě toho dosahované hodnoty vodního potenciálu v obou sledovaných obdobích se statisticky významně neliší. Hodnoty vlhkosti půdy při dosažení polní vodní kapacity v roce 1998 udává Frouz et al. (2012b) na 40-57%. Práce Frouze et al. (2012b) nerozlišuje plochy revitalizované a ty jen odvodněné, avšak i kdybychom brali v potaz minimální hodnotu je zjevné, že retence vody zcela jistě nevzrostla. Nedošlo-li ke zvýšení retence vody v půdě povodí, pak jediným možným vysvětlením snížení odtoků, respektive odtokových koeficientů je zvýšení evapotranspirace. Na základě výsledků jiných autorů lze předpokládat, že zvýšená retence povodí je způsobena změnou skladby vegetace (Zhang *et al.*, 2001). V rámci revitalizace byly vysazeny stromy a keře jak na nově vzniklé meze, tak i formou plantáže pod spodní mezí, viz Obrázek 14. Oproti minulosti je dnes lokalita více zalesněná. Rozsáhlá studie (Zhang *et al.*, 2001) ukazuje, že zalesněná povodí mají významně menší odtok než povodí bezlesá díky větší potřebě vody u stromů oproti bylinné vegetaci, proto se lze domnívat, že v případě lokality Senotín bylo hlavní příčinou snížení odtoku vysazení stromů, které vedlo ke zvýšení evaporace.



Obrázek 14 Porovnání vegetačního pokryvu lokality mezi roky 2003 a 2015, ortofotografie není v severojižní orientaci. (Mapy.cz, 2001-2003; 3. 7. 2015 ©Seznam.cz, a.s., ©www.basemap.at, ©Microsoft Corporation.

V hypotéze č. 2 bylo předpokládáno, že se hodnoty fyzikálních i chemických vlastností půdy budou vzdalovat od hodnot plochy odvodněné, a naopak přibližovat hodnotám plochy neodvodněné. Hodnoty objemové hmotnosti, množství uhlíku a dusíku, pH i konduktivity pro revitalizovanou plochu jsou statisticky nerozdílné od hodnot z odvodněné plochy a k hodnotám plochy neodvodněné se přibližují jen pomyslně.

Nejvýraznější změny ve fyzikálních i chemických parametrech půdy by se daly očekávat ve svrchním horizontu (0–5 cm). Avšak ani ve svrchním horizontu nedošlo ke statisticky významnému odlišení hodnot z plochy revitalizované a plochy odvodněné.

Výpočet zásoby uhlíku a dusíku v půdě ukazuje dokonce hodnoty pro revitalizovanou plochu výrazně nižší než pro plochu odvodněnou. V tomto případě však, díky principu výpočtu, nebyla určena chybovost těchto dat. Data C:N poměru vykazují vysokou variabilitu, a tak není možné statistické odlišení hodnot pro jednotlivé plochy.

Hlavním činitelem v obnově hydromorfních půdotvorných procesů je voda (Kuráž a Soukup, 2004). Ke zvýšení jejího obsahu v půdě však v lokalitě plošně nedošlo, což ukazují jak výsledky hydrologického měření, tak i výsledky fyzikálních a chemických parametrů půdy na revitalizované ploše ve srovnání

s referenčními plochami. Nedošlo tak ani ke zvýšení obsahu organické hmoty, v tomto výzkumu zastoupeném procentuálním obsahem uhlíku, která se v zamokřených půdách pomaleji rozkládá (David *et al.*, 2000; Fennessy a Craft, 2011). Organická hmota v půdě obsahuje či sorpčně váže další živiny a má tak vliv i na vodivost půdního roztoku (Frouz *et al.*, 2012b). Ani hodnoty vodivosti na revitalizované ploše se neliší od hodnot plochy odvodněné. To vše jen potvrzuje dříve uvedený závěr, že nedošlo ke zvýšení obsahu organické hmoty a ani ke zlepšení retenčních schopností půdy na revitalizované ploše. Což jinými slovy znamená že revitalizace nebyla příliš úspěšná. Příčin tohoto stavu je několik, akumulace organické hmoty v rašelinných horizontech je dána zejména vysokou hladinou spodní vody, která podporuje vznik anaerobních podmínek (Guo *et al.*, 2013). Lze se domnívat že vzhledem k poklesu hladiny spodní vody, danému odvodněním nebylo zvýšení hladiny spodní vody na revitalizované ploše dostatečné ke vzniku anaerobních podmínek ve vrchních vrstvách půdy. Vznik anaerobních podmínek je také podporován vysokou retenční schopností půdy ta odvodněním klesá (Frouz *et al.*, 2012b) a revitalizace nevedla k jejímu obnovení.

Kromě samotného odvodnění měla na dekompozici organické hmoty a degradaci půdy vliv i kultivace půdy ve formě orby a hnojení průmyslovými hnojivy (Abid a Lal, 2008; Bucur a Moca, 2012). Orba degraduje strukturu půdy a provzdušněním půdy umocňuje rozklad organické hmoty. Orba také vytváří nepříznivé podmínky pro některé půdní organismy, které umožňují ukládání organické hmoty, například žížaly (Kuntz *et al.*, 2013). Organická hmota je pomaleji odbourávána, pokud v půdě chybí živiny potřebné pro dekompozici mikroorganismy. Přidáním průmyslových hnojiv se mění poměry jednotlivých živin a může tak být podpořena dekompozice organické hmoty (Brady a Weil, 2007).

Kromě toho že revitalizace nebyla dost účinná a nevedla k dostatečné změně revitalizované plochy se zdá, že odvodněná referenční plocha se poněkud více přiblížila ploše kontrolní, neodvodněné. Lze předpokládat, že příčinou tohoto zlepšování na odvodněné ploše je to, že drenážní potrubí prochází postupným stárnutím a zanášením. Bez pravidelných opravných a čistících prací dochází k zanášení a bodovým poruchám na potrubí a k omezení funkce drenáže a nižšímu odtoku vody z půdy. Vzhledem k tomu, že rozdíly hodnot všech parametrů pro revitalizovanou a odvodněnou plochu jsou statisticky neprůkazné, je možné

tvrdit, že ponechání podzemní odvodňovací drenáže spontánnímu stárnutí může být podobně efektivní metodou jako technická revitalizace pomocí aplikace jílových clon kolmo na drenážní síť (Kulhavý *et al.*, 2011). Avšak spontánní stárnutí drenážního potrubí je neřízené a přináší vedlejší negativní situace jako například vývěr drenážních vod na povrch a zvýšenou erozní činnost.

Výzkum obnovený v rámci této diplomové práce byl navržen plošně (odběr vzorků v pravidelné síti bodů) a měl za cíl postihnout vlastnosti povodí jako celku. Výsledky nám tedy ukazují vlastnosti celé plochy, nikoli však rozdíly mezi různorodými plochami v rámci revitalizované plochy. Na revitalizované ploše je zřejmé, že k obnově pramenných potažmo mokřadních ekosystémů dochází postupně v drobných plochách. Většinu plochy zaujímá sušší louka, ve které se ale také diferencují sušší místa s menší hloubkou půdy a porostem vřesu.

6. Závěr

Hydrologický výzkum daného povodí ukázal, že část hypotézy č. 1 položené na začátku výzkumu byla správná, totiž že došlo ke snížení odtoku vzhledem ke srážkám. Přesto je zřejmé, že ke snížení odtoku nedošlo vlivem zvýšené retence půdy, ale zvýšenou transpirací vegetace, která za dobu od revitalizace zvětšila svoji plochu v rámci povodí a změnila složení. Hypotéza č. 2, předpokládající zlepšení fyzikálních a chemických vlastností půdy na revitalizované ploše, odklon od hodnot plochy odvodněné, a naopak přibližování hodnotám vlastností půdy na ploše neodvodněné byla tímto výzkumem zamítnuta. Díky zvýšené transpiraci vegetace nedošlo ke zvýšení vlhkosti půdy a tím ani k nastartování hydromorfních půdotvorných procesů a akumulaci organické hmoty.

Tato práce přináší další důkazy, že pouhé spontánní stárnutí trubek z pálené hlíny může přinášet podobné výsledky jako revitalizace pomocí technických opatření. Výzkum měl za cíl popsat procesy v rámci celého pokusného povodí, ukazuje se však, že další výzkum by se na této ploše měl zaměřit na průzkum jednotlivých mikrostanovišť, které zde díky revitalizaci vznikly, a porovnat je s podobnými plochami na referenčních plochách. Dále by bylo vhodné zavést na revitalizované ploše management podporující vzniklé ekosystémy.

7. Seznam použité literatury

Abid, M. a Lal, R. (2008) 'Tillage and drainage impact on soil qualityI. Aggregate stability, carbon and nitrogen pools', *Soil and Tillage Research*, 100(1-2), pp. 89–98. doi: 10.1016/j.still.2008.04.012.

Abid, M. a Lal, R. (2009) 'Tillage and drainage impact on soil quality: II. Tensile strength of aggregates, moisture retention and water infiltration', *Soil and Tillage Research*, 103(2), pp. 364–372. doi: 10.1016/j.still.2008.11.004.

Bart, D., Simon, M., Carpenter, Q. a Graham, S. (2011) 'Historical Land Use and Plant-Community Variability in a Wisconsin Calcareous Fen', *Rhodora*, 113(954), pp. 160–186. doi: 10.3119/10-09.1.

Blann, K. L., Anderson, J. L., Sands, G. R. a Vondracek, B. (2009) 'Effects of Agricultural Drainage on Aquatic Ecosystems: A Review', *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(11), pp. 909–1001. doi: 10.1080/10643380801977966.

Boháč, J., Frouz, J. a Syrovatka, O. (2005) 'Communities of carabids and staphylinids in seminatural and drained peat meadows in southern Bohemia', *Ekologia-Bratislava*, 24(3), pp. 292–303. Available at: <Go to ISI>://000232708900006.

Brady, N. C. a Weil, R. R. (2007) *The Nature and Properties of Soils*. Harlow: Prentice Hall.

Bucur, D. a Moca, V. (2012) 'The influence of improvement procedures and a tile drainage system on soil physical properties in a north-east romanian experimental site', *Irrigation and Drainage*, 61, pp. 386–397.

Cenia (2017) *Národní geoportál INSPIRE*. Available at: <http://geoportal.gov.cz/web/guest/map>.

Clarkson, B. R., Moore, T. R., Fitzgerald, N. B., Thornburrow, D., Watts, C. H. a Miller, S. (2013) 'Water Table Regime Regulates Litter Decomposition in Restiad Peatlands, New Zealand', *Ecosystems*, 17(2), pp. 317–326. doi: 10.1007/s10021-013-9726-4.

Conrad, Y. a Fohrer, N. (2009) 'Modelling of nitrogen leaching under a complex winter wheat and red clover crop rotation in a drained agricultural field', *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*. Elsevier Ltd, 34(8-9), pp. 530–540. doi: 10.1016/j.pce.2008.08.003.

Česká geologická služba (2017) *Geologická mapa 1:25000*. Available at:

http://mapy.geology.cz/geocr_25/.

David, M. B., McIsaac, G. F., Darmody, R. G. a Omonode, R. a (2000) 'Long-term changes in mollisol organic carbon and nitrogen.', *Journal of environmental quality*, 38(1), pp. 200–11. doi: 10.2134/jeq2008.0132.

Davis, D. M., Gowda, P. H., Mulla, D. J. a Randall, G. W. (2000) 'Modeling nitrate nitrogen leaching in response to nitrogen fertilizer', *Journal of Environmental Quality*, 29, pp. 1568 – 1581.

Duren, I. C. Van, Boeye, D. a Grootjans, A. P. (1997) 'Nutrient limitations in an extant and drained poor fen : implications for restoration', pp. 91–100.

Eliáš, V., Tesař, M., Šír, M. a Syrovátka, O. (2002) 'Stabilita extremalizace hydrologického cyklu pramenných oblastí', in Patera, A., Váška, J., Zezulák, J., a Eliáš, V. (eds) *Povodně: prognózy, vodní toky a krajina*. Praha: Fakulta stavební ČVUT v Praze, Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, pp. 363–385.

Fennessy, S. a Craft, C. (2011) 'Agricultural conservation practices increase wetland ecosystem services in the Glaciated Interior Plains', *Ecological Applications*, 21(3), pp. S49–S64.

Fídl, J. a Křovák, F. (1981) *Cvičení z meliorací*. 1st edn. Praha: Vysoká škola zemědělská v Praze.

Frouz, J. (1999) 'Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74, pp. 167–186.

Frouz, J., Kalčík, J. a Syrovátka, O. (2012) 'The effect of pipe drainage on peat meadow soil: physical and chemical soil properties', *ENVIRONMENTALICA*, 24, pp. 83–89.

Frouz, J., Pižl, V., Tajovský, K. a Syrovátka, O. (2012) 'The effect of pipe drainage on peat meadow soil: soil macrofauna', *ENVIRONMENTALICA*, 24, pp. 91–107.

Frouz, J. a Syrovátka, O. (1995) 'The effect of peat meadow drainage on soil dwelling dipteran communities - a preliminary report', *Dipterologica bohemoslovaca*, 7, pp. 47–54.

Furukawa, Y., Shiratori, Y. a Inubushi, K. (2008) 'Depression of methane production potential in paddy soils by subsurface drainage systems', *Soil Science*

and *Plant Nutrition*, 54(6), pp. 950–959. doi: 10.1111/j.1747-0765.2008.00310.x.

Gentry, L. E., David, M. B., Smith, K. M. a Kovacic, D. a. (1998) 'Nitrogen cycling and tile drainage nitrate loss in a corn/soybean watershed', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 68(1-2), pp. 85–97.

Grazhdani, S., Jacquin, F. a Sulce, S. (1996) 'Effect of subsurface drainage on nutrient pollution of surface waters in south eastern Albania', *Science of the Total Environment*, 191(1-2), pp. 15–21.

Guo, X., Du, W., Wang, X. a Yang, Z. (2013) 'Degradation and structure change of humic acids corresponding to water decline in Zoige peatland, Qinghai-Tibet Plateau.', *The Science of the total environment*. Elsevier B.V., 445-446, pp. 231–6. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.12.048.

Jacobsen, O. H. a Kjaer, J. (2007) 'Is tile drainage water representative of root zone leaching of pesticides?', *Pest management science*, 63(5), pp. 417–428. doi: 10.1002/ps.

Jin, C. X., Sands, G. R., Kandel, H. J., Wiersma, J. H. a Hansen, B. J. (2008) 'Influence of Subsurface Drainage on Soil Temperature in a Cold Climate', *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 134(1), pp. 83–88. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9437(2008)134:1(83).

Karlen, D. L., Kumar, A., Kanwar, R. S., Cambardella, C. A. a Colvin, T. S. (1998) 'Tillage system effects on 15-year carbon-based and simulated N budgets in a tile-drained Iowa ® eld', 48, pp. 155–165.

Kladivko, E. J., Grochulska, J., Turco, R. F., Van Scoyoc, G. E. a Eigel, J. D. (1999) 'Pesticide and Nitrate Transport into Subsurface Tile Drains of Different Spacings', *Journal of Environment Quality*, 28(3), p. 997. doi: 10.2134/jeq1999.00472425002800030033x.

Kliment, Z. a Matoušková, M. (2009) 'Runoff Changes in the Šumava Mountains (Black Forest) and the Foothill Regions: Extent of Influence by Human Impact and Climate Change', *Water Resources Management*, 23(9), pp. 1813–1834. doi: 10.1007/s11269-008-9353-6.

Kulhavý, Z., Fučík, P. a Tlapáková, L. (2011) 'Metodická příručka pro žadatele OPŽP', in *Pracovní postupy eliminace negativních funkcí odvodňovacích zařízení v krajině pro podporu žadatelů o PBO v prioritních osách 1 a 6*. Praha: MŽP ČR, pp. 1–29.

Kuntz, M., Berner, A., Gattinger, A., Scholberg, J. M., Mäder, P. a Pfiffner, L. (2013) 'Influence of reduced tillage on earthworm and microbial communities

under organic arable farming', *Pedobiologia - International Journal of Soil Biology*. Elsevier GmbH., 56(4-6), pp. 251–260. doi: 10.1016/j.pedobi.2013.08.005.

Kuráž, V. a Soukup, M. (2004) 'Vliv odvodnění na půdní a hydrologické režimy', *Vodní hospodářství*, 8, pp. 246–248.

Langhammer, J. (2012) 'Vliv změn v krajině na průběh a následky povodně 2002', *Vodní hospodářství*, 9, pp. 285–288.

Mathew, E. K., Panda, R. K. a Nair, M. (2001) 'Influence of subsurface drainage on crop production and soil quality in a low-lying acid sulphate soil', *Agricultural Water Management*, 47, pp. 191–209.

Montagne, D., Cornu, S., Le Forestier, L. a Cousin, I. (2009) 'Soil Drainage as an Active Agent of Recent Soil Evolution: A Review', *Pedosphere*. Soil Science Society of China, 19(1), pp. 1–13. doi: 10.1016/S1002-0160(08)60078-8.

Nangia, V., Gowda, P. H., Mulla, D. J. a Sands, G. R. (2010) 'Modeling Impacts of Tile Drain Spacing and Depth on Nitrate-Nitrogen Losses', *Vadose Zone Journal*, 9(1), p. 61. doi: 10.2136/vzj2008.0158.

Neumann, A., Torstensson, G. a Aronsson, H. (2012) 'Nitrogen and phosphorus leaching losses from potatoes with different harvest times and following crops', *Field Crops Research*. Elsevier B.V., 133, pp. 130–138. doi: 10.1016/j.fcr.2012.03.011.

Nuutinen, V. a Butt, K. R. (2003) 'Interaction of *Lumbricus terrestris* L. burrows with field subdrains', *Pedobiologia*, 47(5-6), pp. 578–581. doi: 10.1078/0031-4056-00232.

Nuutinen, V., Butt, K. R. a Jauhiainen, L. (2011) 'Field margins and management affect settlement and spread of an introduced dew-worm (*Lumbricus terrestris* L.) population', *Pedobiologia*. Elsevier GmbH., 54, pp. S167–S172. doi: 10.1016/j.pedobi.2011.07.010.

Nuutinen, V., Pöyhönen, S., Ketoja, E. a Pitkänen, J. (2001) 'Abundance of the earthworm *Lumbricus terrestris* in relation to subsurface drainage pattern on a sandy clay field', *European Journal of Soil Biology*, 37(4), pp. 301–304. doi: 10.1016/S1164-5563(01)01105-0.

Ruark, M. D., Brouder, S. M. a Turco, R. F. (2004) 'Dissolved organic carbon losses from tile drained agroecosystems.', *Journal of environmental quality*, 38(3), pp. 1205–15. doi: 10.2134/jeq2008.0121.

Schilling, K. E. a Helmers, M. (2008) 'Effects of subsurface drainage tiles on streamflow in Iowa agricultural watersheds : Exploratory hydrograph analysis', 4506(May), pp. 4497–4506. doi: 10.1002/hyp.

Schilling, K. E., Jindal, P., Basu, N. B. a Helmers, M. J. (2012) 'Impact of artificial subsurface drainage on groundwater travel times and baseflow discharge in an agricultural watershed, Iowa (USA)', *Hydrological Processes*, 26(20), pp. 3092–3100. doi: 10.1002/hyp.8337.

Simard, R. R., Beauchemin, S. a Haygarth, P. M. (2000) 'Potential for preferential pathways of phosphorus transport', *Journal of Environmental Quality*, 29(1), pp. 97–105.

Simmelsgaard, S. (1998) 'The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil', *Soil use and Management*, 14, pp. 30–36. Available at: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1475-2743.1998.tb00607.x/abstract> (Accessed: 30 April 2014).

Souhrnné přehledy o půdním fondu z údajů katastru nemovitostí České republiky (2015). Praha. Available at: http://www.cuzk.cz/Periodika-a-publikace/Statisticke-udaje/Souhrne-prehledy-pudniho-fondu/Rocenska_pudniho_fondu_2015.aspx.

Soukup, M. a Kulhavý, Z. (1996) 'Regulace a retardace odtoku vody z odvodňovacího systému s ohledem na období sucha', in *Voda v krajině*. Brno: ČVTVS, p. 5. Available at: http://www.hydromeliorace.cz/vumop/1996_2.pdf.

Soukup, M., Mimrová, K. a Pilná, E. (2000) 'Retardace odtoku z pramenných oblasí', pp. 238–242.

Stone, G. E. (1911) 'The clogging of drain tile by roots', *Torrey*, 11(3), pp. 51–55.

Stone, M. a Krishnappan, B. G. (1997) 'Transport characteristics of tile-drain sediments from an agricultural watershed', *Water, Air and Soil Pollution*, 99, pp. 89–103.

Syrovátka, O., Šír, M. a Tesař, M. (2001) 'Revitalizace vodního režimu prameniště Senotín', in Hurtalová, T. and Majerčák, J. (eds) *Sborník příspěvků IX. Posterový den s mezinárodní účastí: Transport vody, chemikálií a energie v systémech půda – rostlina – atmosféra*. Bratislava: Ústav hydrologie SAV.

Tlapáková, L., Burešová, Z., Čmelík, M., Eichler, J., Kulhavý, Z. a Žaloudík, J. (2004) 'Využití leteckých snímků při identifikaci drenážních systémů', in *Transport vody, chemikálií a energie v systémech půda - rostlina - atmosféra: 12. posterový den s mezinárodní účastí a den otevřených dveří na ÚH SAV*.

Bratislava: ÚH SAV. Available at:
http://www.hydomeliorace.cz/vumop/2004_5.pdf.

Vašků, Z. (2011) 'Zlo zvané meliorace', *Vesmír*, 90, pp. 440–444.

Vidon, P. a Cuadra, P. E. (2010) 'Impact of precipitation characteristics on soil hydrology in tile-drained landscapes', *Hydrological processes*, 24, pp. 1821–1833. doi: 10.1002/hyp.7627.

Wasilewska, L. (2006) 'Changes in the structure of the soil nematode community over long-term secondary grassland succession in drained fen peat', *Applied Soil Ecology*, 32(2), pp. 165–179. doi: 10.1016/j.apsoil.2005.07.003.

Zhang, L., Dawes, W. R. a Walker, G. R. (2001) 'Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale', *Water Resources Research*, 37(3), pp. 701–708.

8. Příloha 1

Tabulka 1 Průměry a střední chyby průměrů (SE) půdních vlastností, získáno pomocí ANOVA metodou nejmenších čtverců.

		obj. hmotnost (n = 90)		C% (n = 94)		N% (n = 94)		C:N (n = 88)		pH (n = 90)		vodivost (n = 90)	
stav	hloubka	průměr [g.cm-3]	SE	průměr	SE	průměr	SE	průměr	SE	průměr	SE	průměr [mS.cm-1]	SE
revitalizováno	0-5 cm	0,877	0,036	4,483	0,597	0,378	0,039	12,326	9,277	5,738	0,059	0,100	0,005
	15-20 cm	1,338	0,036	1,513	0,584	0,120	0,038	14,241	9,073	5,937	0,059	0,055	0,005
	25-30 cm	1,366	0,036	1,000	0,597	0,083	0,039	43,254	10,256	5,967	0,059	0,051	0,005
odvodněno	0-5 cm	0,878	0,067	4,987	1,143	0,486	0,074	10,310	17,763	5,806	0,110	0,079	0,010
	15-20 cm	1,331	0,067	1,951	1,143	0,195	0,074	12,733	17,763	5,870	0,110	0,053	0,010
	25-30 cm	1,378	0,067	1,186	1,143	0,084	0,074	12,337	21,756	5,791	0,110	0,051	0,010
neodvodněno	0-5 cm	0,177	0,095	27,890	1,617	1,820	0,104	15,264	25,121	5,246	0,156	0,210	0,014
	15-20 cm	0,468	0,095	16,457	1,617	1,020	0,104	16,912	25,121	5,424	0,156	0,134	0,014
	25-30 cm	1,101	0,095	6,093	1,617	0,307	0,104	16,186	25,121	5,558	0,156	0,077	0,014